

CaF₂:Dy-Thermolumineszenz-Dosimetrie
der natürlichen Umgebungsstrahlung
am Beispiel des Stadtgebiets Erlangen

von

Georg Haselbek

aus

Lauf/Mittelfranken

1980



Digitized by the Internet Archive
in 2026

Aus dem Institut für Radiologie

der Universität Erlangen-Nürnberg

Direktor: Prof. Dr. med. Dr. phil. nat. H. Pauly

CaF_2 :Dy-Thermolumineszenz-Dosimetrie
der natürlichen Umgebungsstrahlung
am Beispiel des Stadtgebiets Erlangen

INAUGURAL - DISSERTATION

zur Erlangung der Doktorwürde

der Medizinischen Fakultät

der Friedrich-Alexander-Universität

Erlangen-Nürnberg

vorgelegt

von

Georg Haselbek

aus

Lauf/Mittelfranken

Gedruckt mit Erlaubnis der Medizinischen Fakultät
der Universität Erlangen-Nürnberg



Dekan: Prof. Dr. H. Kersten

Referent: Prof. Dr. Dr. H. Pauly

Tag der mündlichen Prüfung: 01.12.1980

G L I E D E R U N G

1	Einleitung und Problemstellung	1
2	Methodik	6
2.1	Meßprinzip der Thermolumineszenz-Dosimetrie	6
2.2	Auswahl des Dosimetermaterials	6
2.3	Konstruktion der Dosimeterkapsel	9
2.4	Vorbehandlung und Auswertung	12
2.5	Eigenschaften und Testung der neuen Dosimeterkapseln	14
2.5.1	Untersuchung der Energieabhängigkeit	17
2.5.2	Untersuchung der Richtungsabhängigkeit	19
2.6	Kalibrierung	24
2.7	Messung der Ortsdosis im Freien und in Gebäuden	26
2.7.1	Verpackung der Dosimeter	26
2.7.2	Aushängen an den Meßorten	27
2.8	Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung	27
2.9	Fading-Verhalten	31
2.10	Genauigkeit der Methode	33
3	Meßergebnisse und Diskussion	35
3.1	Ortsdosisleistung im Freien	35
3.1.1	Geologische Verhältnisse und geologisch-radiologische Daten	37
3.1.2	Ortsdosisleistung über freiem Gelände	38
3.1.2.1	Eigene Meßergebnisse	38
3.1.2.2	Vergleich mit früheren Meßwerten	41
3.1.3	Ortsdosisleistung über bebautem Gelände	42
3.1.3.1	Eigene Meßergebnisse	42
3.1.3.2	Vergleich mit früheren Meßdaten	45
3.1.4	Zusammenfassung der Meßergebnisse im Freien	48
3.2	Ortsdosisleistung in Wohnungen	49
3.2.1	Eigene Meßergebnisse	49
3.2.2	Vergleich mit früheren Meßergebnissen	52
3.2.3	Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung in Gebäuden	54

3.3	Die terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen	57
3.3.1	Berechnungsmethode	57
3.3.2	Mittlere jährliche terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen	59
3.3.3	Vergleich mit den Literaturwerten	63
3.4	Mittlere jährliche Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen	65
4	Fehlerabschätzung	67
5	Schlußbetrachtung	72

1 Einleitung und Problemstellung

Bei der Beurteilung des Strahlenrisikos durch zivili-
satorische Einflüsse, wie beispielsweise durch die
Röntgendiagnostik, Strahlentherapie und Nuklearmedizin
oder durch radioaktive Kleinquellen in der Umwelt bil-
det die natürliche Strahlenexposition des Menschen als
Bezugspegel eine wichtige Grundlage.

Die natürliche Strahlenexposition setzt sich aus fol-
genden drei Komponenten zusammen:

1. Exposition durch die kosmische Strahlung:

Die Stärke der kosmischen Strahlung hängt im wesent-
lichen von der geographischen Breite und der Höhe,
in geringerem Umfang vom Sonnenaktivitätszyklus und
von atmosphärischen Bedingungen ab. In Meereshöhe be-
trägt ihr Beitrag zur natürlichen Strahlenexposition
in unseren Breiten etwa 30 mrem/a und steigt mit zu-
nehmender Höhe an [3,7].

2. Natürliche Strahlenexposition von innen:

Durch Inkorporation bei der Nahrungsaufnahme und
durch Inhalation gelangen natürliche Radionuklide
in den Organismus. Dies führt auf Grund des unter-
schiedlichen chemischen Verhaltens der Radionukli-
de zu verschiedenen hohen Organbelastungen: Kalium-40
wird mehr oder weniger gleichmäßig im Körper ver-
teilt, während Schwermetalle wie Radium und Polonium
überwiegend im Knochengewebe abgelagert werden. Das
Radium-Zerfallsprodukt Radon führt über die Inhala-
tion zu einer spezifischen Exposition der Bronchial-
und Lungenepithelien. Im Mittel beträgt die jährli-
che Äquivalentdosis für Gonaden und Knochenmark in
der Bundesrepublik ca. 30 mrem [3,7].

3. Terrestrische Strahlenexposition:

Sie rührt von der Gammastrahlung des ^{40}K und der Folgeprodukte des Urans und des Thoriums her. Diese Radionuklide sind in den verschiedenen geologischen Formationen und Böden ebenso wie in den diversen Baumaterialien von Straßen und Häusern in unterschiedlich hoher Konzentration enthalten. Bei Berücksichtigung der entsprechenden Aufenthaltswahrscheinlichkeiten im Freien und in Gebäuden wird für die BRD ein Mittelwert von ca. 50 mrem/a angegeben [3,7].

Die natürliche Strahlenexposition der Bevölkerung sowie die örtlich und zeitlich bedingten Schwankungsbreiten und Häufigkeitsverteilungen wurden in jüngster Zeit in verstärktem Maße untersucht [3,4,16,17]. Allerdings wurden diese Messungen in relativ großflächigem Maßstab vorgenommen, was vor allem auf die Bestimmung der Strahlenexposition im Freien zutrifft. Obwohl die lokalen Werte von den großräumig gemittelten Werten mehr oder weniger stark nach oben und unten abweichen können, sind diese lokalen Schwankungen für die Bestimmung der gesamten mittleren Strahlenexposition der Bevölkerung eines Landes wahrscheinlich vernachlässigbar [26]. Aus zwei Gründen jedoch ist die Kenntnis der lokalen natürlichen Strahlenexposition, und hiervon besonders der terrestrischen Komponente, von Interesse:

Erstens stellen die lokalen Dosisleistungswerte der natürlichen Strahlung im Freien den örtlichen Bezugspegel für die Messung zusätzlicher Strahlenexpositionen durch radioaktive Kleinquellen dar, zweitens ermöglicht die Bestimmung lokaler Ortsdosisleistungsprofile zusammen mit der Kenntnis der statistischen Aufenthaltswahrscheinlichkeit der dortigen Bevölkerung eine genauere Abschät-

zung der Schwankungsbreite und Häufigkeitsverteilung der natürlichen Strahlenexposition innerhalb relativ homogener Bevölkerungsteile und einen Vergleich zu Mittelwert und Schwankungsbreite für die Gesamtbevölkerung eines Landes.

Während über freiem Gelände die terrestrische Strahlenexposition durch den Radionuklidgehalt der geologischen Formationen und Böden bestimmt wird und daher über weite Gebiete relativ konstant sein dürfte, kann das Ortsdosisleistungsprofil in den bebauten Flächen größerer Städte wegen des verschiedenen Radionuklidgehalts und der Abschirmwirkung der Straßenbaumaterialien und Gebäudebaustoffe deutlich von der dortigen Ortsdosisleistung über freiem Gelände abweichen. Deshalb und wegen des hohen Anteils der Stadtbevölkerungen an der Gesamtbevölkerung ist die Bestimmung der terrestrischen Strahlenexposition im Bereich größerer Städte von Bedeutung. Für die natürliche Strahlenexposition von Stadtbevölkerungen in verschiedenen Ländern liegen mehrere Arbeiten vor [1,11,13,20,28,37]. Für das Stadtgebiet Erlangen wurde eine erste Untersuchung dieser Art von PFISTER, PHILIPP und PAULY durchgeführt [26]. Dabei wurde mit Szintillationsdetektoren in einem engmaschigen Netz von Meßpunkten die Ortsdosisleistung durch terrestrische Strahlung bestimmt. Durch direkte Messung der Ortsdosisleistung, Berücksichtigung des Beitrags der kosmischen Strahlung über die Nachweisempfindlichkeit des Detektors und die anschließende Umrechnung über räumliche Mittelung und Aufenthaltswahrscheinlichkeiten auf die mittlere jährliche Äquivalentdosis konnten die räumlichen, nicht aber die zeitlichen Schwankungen der terrestrischen Strahlenexposition berücksichtigt werden. KLEBER [18] bestimmte

mit $\text{CaF}_2\text{:Dy}$ -Thermolumineszenz (TL)-Dosimetern Ortsdosen im Stadtgebiet Erlangen über einen Zeitraum von drei Monaten. Im Gegensatz zu Szintillationsdosimetern erlauben TL-Dosimeter näherungsweise die unmittelbare Bestimmung der gesamten natürlichen Exposition von außen, da sie die kosmische Komponente mit nahezu gleicher Empfindlichkeit nachweisen wie die terrestrische Gammastrahlung. Darüberhinaus erfassen Ortsdosismessungen die tages- und jahreszeitlichen Schwankungen der terrestrischen Strahlung. Die unabhängige Berücksichtigung der Ortsdosisleistung durch die kosmische Strahlung, die über kleinere regionale Bereiche als konstant vorausgesetzt und Messungen und Berechnungen in der Literatur entnommen werden können, ermöglicht schließlich den Vergleich mit den Ergebnissen für die terrestrische Strahlenexposition z. B. aus Szintillationsdosimeter-Messungen.

Die Ergebnisse von KLEBER wiesen jedoch durch die starke Energie- und Richtungsabhängigkeit der verwendeten $\text{CaF}_2\text{:Dy}$ -TL-Dosimeter bei niedrigen Photonenenergien insgesamt um 20 - 30 % überhöhte Anzeigewerte auf [18]. Nach entsprechender Korrektur zeigten die Ergebnisse von KLEBER [18] eine sehr gute Übereinstimmung mit denen der Arbeit von PFISTER et al. [26].

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, durch eine erneute Messung mit verbesserten $\text{CaF}_2\text{:Dy}$ -TL-Dosimetern - mit nur geringer Energie- und Richtungsabhängigkeit - das Ortsdosisprofil im Stadtgebiet Erlangen zu bestimmen, daraus die mittlere natürliche Strahlenexposition von außen für die Bevölkerung abzuschätzen und die Ergebnisse mit denen aus Ortsdosisleistungsmessungen mit Szintillationsdosimetern [26] zu vergleichen. Dieser Vergleich ist ins-

besondere zur Sicherung der Werte der terrestrischen Strahlenexposition von Bedeutung, da unabhängige Methoden zur Berücksichtigung des Beitrags der kosmischen Strahlung angewendet werden.

2 Methodik

2.1 Meßprinzip der Thermolumineszenz-Dosimetrie

Das Meßprinzip der Radio-Thermolumineszenz-Dosimetrie (RTL-Dosimetrie) beruht auf folgendem Vorgang: In bestimmten Ionenkristallen werden Ladungsträger bei der Absorption energiereicher Strahlung vom Valenzband auf Zwischenstufen (sog. "traps") angehoben. Durch Erwärmen ("Ausheizen") des Kristalls bis zu einer vom Leuchtstoff (Dosimetermaterial) abhängigen Endtemperatur erreichen diese Ladungsträger das Leitfähigkeitsband und fallen dann auf das Valenzband zurück. Die bei diesem Vorgang von der Dosimetersonde emittierte optische Strahlungsleistung wird von einem Photometer zu einem bestimmten Bruchteil registriert. Die Registrierkurve, auch Ausheiz- oder Glowkurve genannt, weist in der Regel mehrere Maxima auf. Bei Erreichen der Endtemperatur (etwa zwischen $250 - 400^{\circ}\text{C}$) geht diese Glowkurve in die zum Nulleffekt gehörige Registrierkurve über. Zur Auswertung wird meist das der insgesamt emittierten Strahlungsenergie proportionale Integral der Glowkurve (Lichtsumme) verwendet. Diese Lichtsumme ist der vom Leuchtstoff absorbierten Energie proportional [12].

2.2 Auswahl des Dosimetermaterials

Für die Thermolumineszenz-Dosimetrie stehen eine Anzahl von Stoffen in verschiedener Verarbeitung zur Verfügung [12]. Bisher wurden in der Personendosimetrie bei beruflich strahlenexponierten Personen vor allem LiF-Dosimetersysteme verwendet [30,31]. LiF hat den Vorteil, mit $8,14$ eine ähnliche effektive Ordnungszahl zu besitzen

wie Weichteil-Gewebe mit 7,42, wodurch der Sondenfaktor eines LiF-RTL-Dosimeters auch bis zu niederen Photonenenergien nur gering energieabhängig bleibt. Es wird also mit diesem Dosimeter die vom Gewebe tatsächlich absorbierte Dosis gemessen, was z. B. mit Film dosimetern auf Grund der höheren Ordnungszahl von Silberbromid und der daraus resultierenden Energieabhängigkeit nicht exakt möglich ist. Ionisationskammern, deren Inhalt (Luft) eine ähnliche effektive Ordnungszahl besitzt wie Weichteil-Gewebe, zeigen andere Nachteile: Bei hoher Empfindlichkeit, die ja zur Personendosimetrie nötig ist, wird das Volumen der Ionisationskammer groß, d. h. das Strahlenfeld wird empfindlich gestört und die gemessene Dosis ist nicht eindeutig einem Ort zuzuordnen [19].

Der Nachteil der LiF-Kristalle ist jedoch ihre zu geringe Empfindlichkeit: Der bei Messung der Ortsdosis in Wohnungen und im Freien im Zeitraum von drei Monaten zu erwartende Wert von ca. 20 mR liegt bei einem Dosismessbereich der LiF-Dosimeter von 10^{-3} bis 10^4 R [12] bereits ziemlich nahe an der unteren Nachweisgrenze.

Es gibt zwei Möglichkeiten, die Empfindlichkeit der TL-Dosimeter zu steigern: Einmal kann die Masse des Kristalls erhöht werden, was aus Gründen der Handlichkeit natürlich Grenzen hat; außerdem würde sich bei großvolumigen TL-Dosimetern wegen der Schwächung im Kristallmaterial eine starke Richtungsabhängigkeit der Anzeige ergeben. Eine Ausnahme wäre ein kugelförmiger Kristall, der jedoch nicht erhältlich ist.

Die zweite Möglichkeit, die Empfindlichkeit zu steigern, ist die Verwendung eines Kristallmaterials höherer Dichte und Ordnungszahl.

Bei den hier verwendeten "CaF₂:Dy/TLD-200-Ribbons", hergestellt von der Firma Marshaw Chemical Co., Cleveland, Ohio, werden beide Möglichkeiten berücksichtigt.

Das Dosimetermaterial besteht aus unter hohem Druck gesinterten, transparenten Preßlingen. Die Abmessungen sind mit 6,3 x 6,3 x 0,9 mm erheblich größer als die der herkömmlichen LiF-Kristalle mit 3,2 x 3,2 x 0,9 mm, was jedoch auf Grund der immer noch relativ geringen Maße nicht zu Lasten der Handlichkeit geht. Die um ca. 200-mal höhere Empfindlichkeit der CaF₂:Dy-TLD (bei einer Photonenenergie von 662 keV) wurde jedoch erkaufte durch ihre höhere Ordnungszahl und Dichte gegenüber Luft und Weichteil-Gewebe. Die effektive Ordnungszahl eines Stoffes geht unterhalb von Energien von 100 keV (Überwiegen des Photoeffekts) in dritter Potenz in den Photoabsorptionskoeffizienten ein:

$$\tau = \text{const.} \cdot \rho \cdot \frac{Z^3}{E^3}$$

τ = Photoabsorptionskoeffizient

ρ = Dichte

Z = Ordnungszahl

E = Energie der Photonen

Dies führt bei Photonenenergien unterhalb 100 keV zu einer starken Erniedrigung des Sondenfaktors, d. h. zu einer starken Zunahme der auf die Gleichgewichtsdosis bezogenen relativen Anzeige [18]. Die starke Energieabhängigkeit der CaF₂:Dy-Dosimeter mußte daher durch eine geeignete Filterkonstruktion korrigiert werden.

2.3 Konstruktion der Dosimeterkapsel

Die Dosimeterkapseln erfüllen mehrere Aufgaben: Sie schützen vor mechanischer Zerstörung, vor Feuchtigkeit und vor Verschmutzung und halten außerdem das Tageslicht zurück, das bei bestrahlten TL-Dosimetern innerhalb kurzer Zeit ein starkes Anfangsfading (Abnahme der Anzeige) bewirkt [34]. In der einschlägigen Literatur [5,9,12,15,17,34] ist genaueres über den Einfluß des Fadings nachzulesen.

Die Kapsel, die in Bodenteil und Deckel untergliedert werden kann, besteht aus schwarzem Plexiglas und hat in geschlossenem Zustand die Form eines flachen Zylinders mit ca. 17 mm Außendurchmesser und 9 mm Höhe. Im Bodenteil befindet sich eine in Umfang und Tiefe dem Kristall angepaßte Aussparung, in welcher das TL-Dosimeter Platz findet.

In diese, von KLEBER [18] verwendete Kapsel wurde nun zusätzlich eine Filtervorrichtung eingebracht, um die Energie- und Richtungsabhängigkeit zu korrigieren (siehe Abschnitt 2.5.).

Die genaue Konstruktion und die Abmessungen der fertigen Dosimeterkapsel sind aus Abb. 1 und Abb. 2 ersichtlich.

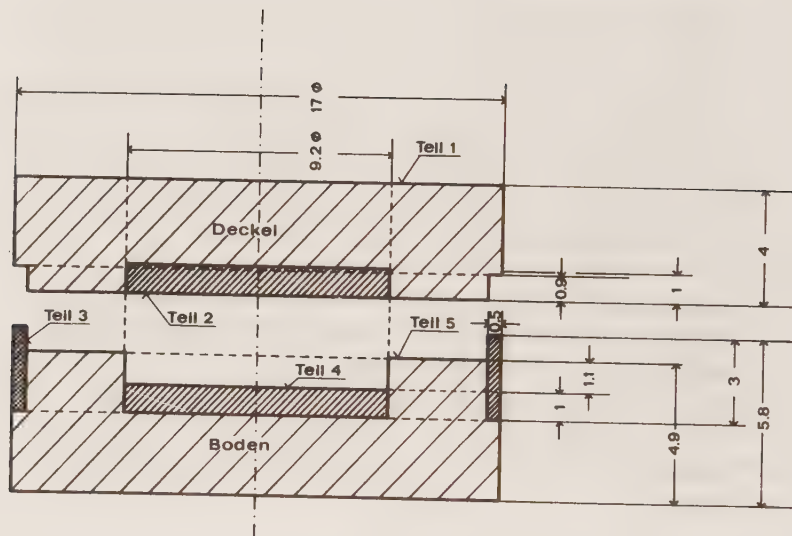


Abb. 1: Konstruktion und Abmessungen der für die Ortsdosismessungen verwendeten Dosimeterkapsel
Teil 1 und 5: Plexiglas, schwarz eingefärbt
Teil 2, 3 und 4: Filter (Feinsilber)



Abb. 2: Dosimeterkapsel in geschlossenem und geöffnetem Zustand mit $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ -Kristall

2.4 Vorbehandlung und Auswertung

Ein Arbeitsgang mit einem Thermolumineszenz-Dosimeter gliedert sich in folgende Punkte:

1. Regenerieren ("Pre-Irradiation Annealing")
2. Bestrahlen
3. Temperung ("Post-Irradiation Annealing")
4. Auswertung mittels Ausheizen

Zu 1.: Vor jeder neuen Verwendung müssen die TL-Kristalle regeneriert werden, um die gespeicherte, nicht durch Ausheizen abgerufene Meßwertinformation vollständig zu löschen und die ursprüngliche Empfindlichkeit wieder herzustellen. Dies wurde durch eine spezielle Wärmebehandlung (1 1/2 Std. bei 400 °C, 2 Std. abkühlen, 16 Std. bei 80 °C) erreicht. Zu diesem Zweck wurde der "Glühofen Modell 622" der Firma P. A. Pitman Ltd., Mill Works, Jessamy Road, Weybridge, Surrey verwendet. (Über verschiedene Regeneriermethoden siehe KRÄMER [19]).

Zu 2.: Die Dosimeter wurden an einem der in Abschnitt 2.5 bzw. 2.6 genannten Geräte zur Kalibrierung bzw. zur Messung der Ortsdosis an einer der in Abschnitt 3 genannten Meßstellen frei Luft bestrahlt.

Zu 3.: Zur Temperung wurden die Kristalle in die nummerierten Vertiefungen einer Messingplatte gegeben, diese mit einem Deckel verschlossen und in einem wasserdichten Messingtopf 15 min lang in kochendem Wasser auf 100 °C erhitzt, um durch Löschen des ersten Maximums der Glowkurve den Einfluß des relativ großen Anfangsfadings zu eliminieren [12]. (Näheres über die Temperung und deren Zweck siehe [5, 19, 30, 31, 34]).

Zu 4.: Zur Auswertung wurde der "TL-Analyser Modell 2000 A + B" der Firma Harshaw, Cleveland, Ohio verwendet. Eine nähere Beschreibung des Geräts findet sich in der Arbeit von SCHREGLMANN [30]. Die Kristalle wurden bei offenem Schieber in die Vertiefung des Heizschälchens gelegt, der Schieber geschlossen und die Meßkammer 30 s mit 0,1 l N_2 /min begast. Damit wurde vermieden, daß es durch sauerstoffbedingte Oberflächeneffekte (Tribolumineszenz) sowie Verbrennung eventuell vorhandener organischer Oberflächenverunreinigungen während des Aufheizvorganges zu störenden Lichterscheinungen und damit zur Verfälschung des Anzeigewertes kommt [12,30]. Anschließend wurde der Kristall in 30 s bis auf eine maximale Temperatur von 300 °C aufgeheizt. Die dabei, durch Elektronensprünge innerhalb des Kristalls hervorgerufenen, emittierten TL-Signale wurden in einem Photomultiplier in ein Stromsignal umgewandelt; der über die Meßdauer integrierte Multipliestrom wurde digital in Ladungseinheiten (nC, μ C) angezeigt.

Leeranzeige und Nulldosisanzeige

Vor jeder Meßreihe bzw. nach jeweils etwa 10 Ausheizvorgängen wurde die Leeranzeige des Geräts gemessen, indem die Meßkammer ohne TL-Dosimeter nach der üblichen Begasung mit N_2 in gleicher Weise wie oben beschrieben aufgeheizt wurde. Die Leeranzeige muß jeweils von der Bruttoanzeige subtrahiert werden. Auch frisch regenerierte RTL-Dosimeter emittieren beim Auswertevorgang in der Regel Lumineszenzlicht ("Nulldosisanzeige", "non-radiation response") [12]. Ermittlung und Berücksichtigung der Nulldosisanzeige wird in Abschnitt 2.6 und 2.8 beschrieben.

Funktionskontrolle

"Die Funktion des Anzeigesystems muß vor und nach jeder Meßreihe durch Messen der Anzeige ohne Sonde (Leeranzeige) und mit einer konstanten Referenzlichtquelle (Referenzanzeige) überprüft werden. Die Referenzlichtquelle besteht im allgemeinen aus einem fluoreszenzfähigen Kristall, der durch eine radioaktive Substanz mit großer Halbwertszeit angeregt wird" [12]. Bei dem verwendeten Gerät besteht die Referenzlichtquelle aus einem radiumdotierten NaJ(Tl)-Kristall. Zur Messung wird der Schieber geöffnet und wie beim Ausheizen der Schalter "Read" betätigt. In der Digitalanzeige muß dann ein Wert zwischen 28 und 32 nC erscheinen.

Handhabung der $\text{CaF}_2\text{:Dy}$ -Kristalle

Die Dosimeterplättchen dürfen nur mit einer Pinzette erfaßt und nicht mit den Fingern berührt werden, da sich sonst die Lichtausbeute ändert [19].

2.5 Eigenschaften und Testung der neuen Dosimeterkapseln

Für die Untersuchung der Energie- und Richtungsabhängigkeit des neuen Dosimetersystems wurden verwendet:

- 1) Die ^{60}Co -Gammastrahlung des Gammatrons (Fa. Siemens) der Klinik für Strahlentherapie der Universität Erlangen-Nürnberg (1,17 und 1,33 MeV). Herrn Prof. Dr. Sauer als Vorstand der Klinik sei an dieser Stelle recht herzlich für seine Unterstützung gedankt.
- 2) Die 1 Ci- und 10 Ci- ^{137}Cs -Strahlenquellen des amtlichen Eichmeßstandes bei der Firma Friesseke u. Hoepfner GmbH,

Erlangen-Bruck (662 keV). Dem Leiter des Eichmeßstandes, Herrn Becker, bin ich sehr dankbar für seine bereitwillige Hilfe.

3) Die 200 kV-Röntgenröhre Stabilipan (Fa. Siemens) des Instituts für Radiologie.

Mit folgenden Röhrenspannungen und Filtern wurde gearbeitet (Tabelle 1):

Röhrenspannung	Filter
50 kV	2,0 mm Al
120 kV	2,0 mm Al
200 kV	0,5 mm Cu
200 kV	2,0 mm Cu

Tab. 1: Für die Testung der neuen Dosimeterkapsel verwendete Strahlenqualitäten

Die effektiven Photonenenergien dieser Strahlenqualitäten, berechnet aus deren Halbwertsschichtdicken in Cu ($s_1(\text{Cu})$), sind zusammen mit den von Kleber [18] verwendeten Strahlenenergien in Tabelle 2 aufgeführt:

Gerät und Röhrenspannung	Filter	s_1 (Cu) in mm	E_{eff} in keV
Dermopan	-	0,0057	12
"	-	0,028	21
Stabilipan	2,0 mm Al	0,049	26
"	2,0 mm Al	0,066	29
"	2,0 mm Al	0,13	37
"	0,5 mm Cu	1,18	85
"	2,0 mm Cu	2,05	110
"	Thoräus I	3,09	138
"	Thoräus III	4,22	172
^{137}Cs	-	10,7	662
^{60}Co (Gammatron)	-	22,0	1250

Tab. 2: Effektive Photonenenergien der verwendeten Strahlungsqualitäten

2.5.1 Untersuchung der Energieabhängigkeit

Bei der Untersuchung der Eigenschaften des Dosimeters nach KLEBER [18] ergab sich eine starke Abhängigkeit der Anzeige von der Energie der auftreffenden Photonenstrahlung (Kurve 1 in Abb. 3).

Die relative Anzeige (nC/mR) stieg vom Ausgangswert, gemessen an der ^{60}Co -Strahlenquelle (Gammatron), bei Verwendung energieärmerer Strahlung immer mehr an. Bei einer effektiven Energie von 37 keV lag die relative Anzeige um 10-mal höher als der Ausgangswert. Bei Verwendung noch niedrigerer Energien fiel die Anzeige wieder steil ab.

Obgleich die sogenannte "weiche" Gammastrahlung ($E_{\text{eff}} \leq 100 \text{ keV}$) nur zu etwa 3 % zur gesamten Ortsdosisleistung durch die natürliche Gammastrahlung beiträgt [23], wiesen die Meßergebnisse von KLEBER durch die stark überhöhte Empfindlichkeit des $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ -Dosimeters für niedrige Energien eine um 20 - 30 % überhöhte Anzeige auf [18]. Es lag also nahe, den bestehenden Fehler durch Herausfiltern der energiearmen Strahlung zu korrigieren. (Siehe dazu auch [5,8,9,14,15,16,17,34].)

Als Filtermaterial wurde Silber ("Feinsilber-Blech", Fa. Degussa, Hanau) gewählt, da durch seine hohe Dichte und Ordnungszahl die Unterbringung in der Kapsel soweit wie möglich vereinfacht werden sollte. So wurde zunächst in Deckel und Boden der Kapsel jeweils eine 1 mm starke, runde Silberplatte eingebracht.

Die folgenden Untersuchungen mit den neuen Dosimeterkapseln brachten bezüglich der Energieabhängigkeit bei Einstrahlwinkel 0° eine erhebliche Verbesserung: (Kurve 3 in

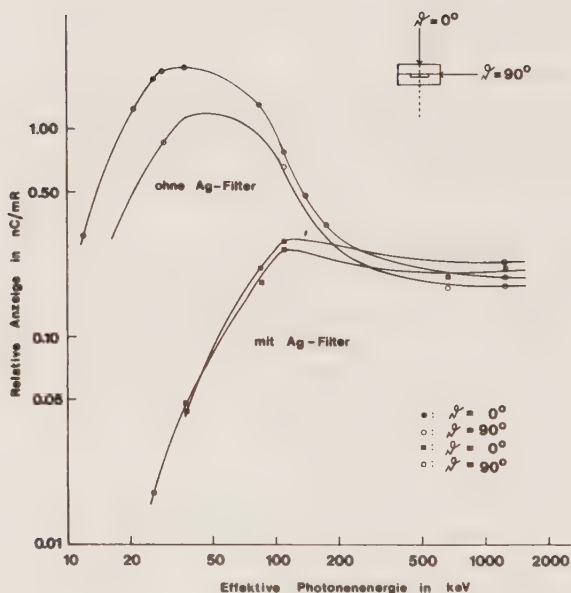


Abb. 3: Vergleich der Energieabhängigkeit der relativen Anzeige der eigenen und der von KIEBER verwendeten Dosimeter bei Einstrahlwinkel 0° bzw. 180° und 90° .

Abszisse: Effektive Energie der Photonenstrahlung in keV

Ordinate: Relative Anzeige der $\text{CaF}_2:\text{Dy-Tl}$ -Dosimeter in nC/mR

- (Kurve 1): Dosimeter nach KIEBER, Einstrahlwinkel 0°
- (Kurve 2): Dosimeter nach KIEBER, Einstrahlwinkel 90°
- (Kurve 3): Dosimeter mit Silberfilter, Einstrahlwinkel 0° bzw. 180°
- (Kurve 4): Dosimeter mit Silberfilter, Einstrahlwinkel 90°

Abb. 3): Das Maximum der relativen Anzeige lag bei einer effektiven Energie von 110 keV und betrug nur etwa das 1,35-fache des Wertes für ^{60}Co -Gammastrahlung. Bei niedrigeren Energien sank der Anzeigewert wieder leicht, erreichte bei $E_{\text{eff}} = 85 \text{ keV}$ wieder fast den Ausgangswert und fiel dann steil ab.

Bei Unterbringung in Kapseln mit Silberfilter reagiert also das TI-Dosimeter nur mehr in sehr geringem Umfang auf niederenergetische Strahlung, was natürlich ebenfalls zu einem, allerdings im Vergleich zu vorher bedeutend geringeren Fehler führt. Nimmt man an, daß Photonenenergien unterhalb 75 keV überhaupt nicht mehr registriert werden, so führt dies bei Messung der Ortsdosisleistung durch natürliche Strahlung, bei der dieser Energiebereich maximal mit 2 % zu Buch schlägt [23], im Extremfall zu einem Fehler von -2 % in der Anzeige.

2.5.2 Untersuchung der Richtungsabhängigkeit

Bei der Messung der Ortsdosis durch die natürliche Gammastrahlung im Freien und in Gebäuden kann man ein annähernd isotropes Strahlenfeld annehmen, d. h. es erfolgt in allen Winkelbereichen eine annähernd gleiche Bestrahlung des Dosimeters. Folglich muß nicht nur bei Einstrahlwinkeln von 0° und 180° eine befriedigende Energieunabhängigkeit gewährleistet sein, sondern auch in den übrigen Winkelbereichen. Fällt die Strahlung nicht in einem Winkel von 0° bzw. 180° bezüglich der Plexiglaskapsel ein, sondern bei 90° , so trifft sie ohne Filterung auf den $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ -Kristall. Deshalb wurde geprüft, inwieweit sich das Abweichen des Einfallswinkels von 0° bei verschiedenenenergetischer Strahlung bemerkbar macht.

Dabei stellte sich heraus, daß, wie nicht anders zu erwarten, die beiden Anzeigewerte umso mehr differierten, je niedriger die Energie der auftreffenden Strahlung war. Bei ^{60}Co betrug der 90° -Wert etwa das 1,09-fache, bei einer effektiven Energie von 26 keV jedoch das 28,5-fache des jeweiligen 0° -Wertes. Um sich ein genaueres Bild vom Verlauf der Richtungsabhängigkeit machen zu können, erfolgte bei einer effektiven Energie von 85 keV eine Bestimmung des Anzeigewertes zwischen 0° und 180° , und zwar nach je 10° Winkeländerung (Abb. 4). Diese Energie wurde gewählt, weil sie nahe dem Empfindlichkeitsmaximum des TL-Dosimeters liegt, falls kein Silberfilter vorgeschaltet ist.

Der Kurvenverlauf ist symmetrisch mit einem breiten Gipfel zwischen 70° und 110° . Von 10° bis 50° und wieder von 130° bis 170° liegt die Anzeige leicht unter dem 0° -Wert. Das erklärt sich dadurch, daß bei schrägem Auftreffen auf das Silber die Strahlung einen längeren Weg durch das Filter nimmt und damit stärker geschwächt wird.

Der Verlauf der Richtungsabhängigkeit ist deshalb unbefriedigend, weil dadurch die bei 0° erfolgte Korrektur der Energieabhängigkeit zum Großteil wieder zunichte gemacht wird. Folglich mußte ein zusätzliches Filter als Ring um das TL-Dosimeter angebracht werden, um auch bei Bestahlungswinkeln zwischen 70° und 110° eine befriedigende Energieabhängigkeit zu gewährleisten.

Als Filtermaterial wurde erneut Silber ("Feinsilber-Rohr", Fa. Degussa, Hanau) gewählt, jedoch nur in einer Stärke von 0,5 mm, da der Kristall bei 90° durch die Eigenschwächung immer einen geringeren Anzeigewert aufweist als bei 0° (Vgl. die Kurven 1 und 2 in Abb. 3). Der Ag-Ring konnte entweder außen um die Kapsel oder im Innern direkt um den

CaF_2 :Dy-Kristall angebracht werden. Zur Ermittlung der günstigeren Konstruktionsweise wurde für beide Möglichkeiten bei ebenfalls $E_{\text{eff}} = 85 \text{ keV}$ die Richtungsabhängigkeit alle 10° bestimmt.

Beide Meßkurven verliefen wieder annähernd symmetrisch. Die relativ geringen Schwankungen um den jeweiligen 0° -Wert lassen sich durch die verschiedene Geometrie beider Kapselarten erklären.

Unter der Voraussetzung eines isotropen Strahlenfeldes kann man den aus den Einzelmeßzahlen gebildeten Mittelwert als durchschnittliche Anzeige annehmen. Dieser betrug bei den Kapseln mit außen angebrachten Ag-Ring 97,4 %, (Abb. 5), bei den Kapseln mit innenliegenden Ag-Ring jedoch nur 81,5 % des jeweiligen 0° -Wertes.

Daraus folgt, daß mit der erstgenannten Kapselart eine erheblich bessere Richtungsabhängigkeit erzielt wird. Die Energieabhängigkeit wurde ebenfalls zufriedenstellend gelöst, wie Kurve 3 und 4 in Abb. 3 sowie Tabelle 3 zeigen. Darüberhinaus ist die Kapsel mit dem äußeren Filterring technisch leichter herzustellen als diejenige mit innen eingearbeitetem Ag-Filter. Deshalb wurde die erste schließlich für die Ortsdosismessungen verwendet.

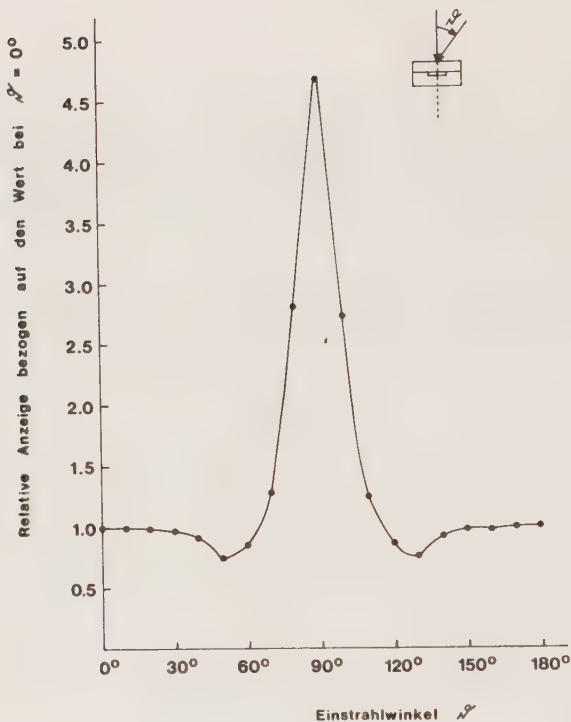


Abb. 4: Richtungsabhängigkeit der relativen Anzeige der Dosimeter mit 1 mm Ag-Filter in Deckel und Boden der Dosimeterkapsel, ohne 0,5 mm Ag-Ring um die Kapsel, bei einer effektiven Photonenenergie von 85 keV.

Abszisse: Einstrahlwinkel

Ordinate: Relative Anzeige in % der Anzeige bei Einstrahlwinkel 0°

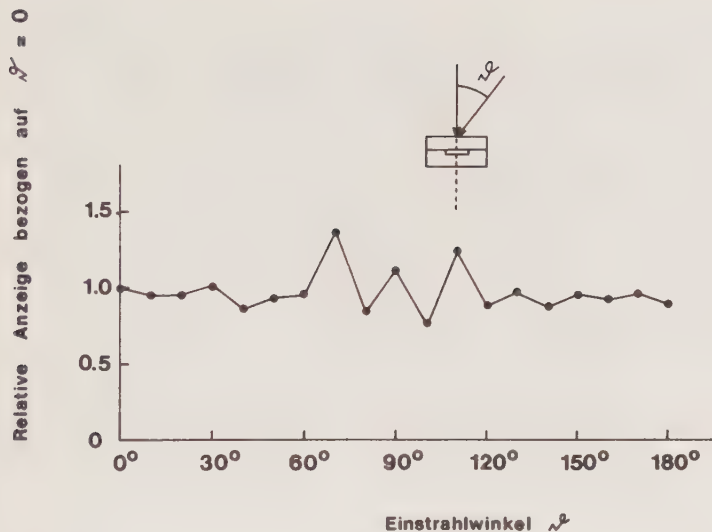


Abb. 5: Richtungsabhängigkeit der relativen Anzeige der für die Ortsdosismessungen verwendeten Dosimeter- (1mm Ag-Filter in Deckel und Boden der Dosimeterkapsel + 0,5 mm Ag-Ring um die Kapsel) bei einer effektiven Photonenenergie von 85 keV.

Abszisse: Einstrahlwinkel

Ordinate: Relative Anzeige in % der Anzeige bei Einstrahlwinkel 0°

E _{eff} in keV	Relative Anzeige in nC/mR bei Einstrahlwinkel	
	0°/180°	90°
26,2	0,0184	-
37,3	0,0480	0,0448
84,7	0,1869	0,2157
110,0	0,2658	0,2850
662,0	0,1926	-
1250,0	0,2054	0,2241

Tab. 3: Energieabhängigkeit der neuen Dosimeter mit Silberfilter

2.6 Kalibrierung

Bei Übernahme der CaF₂:Dy-Dosimetercharge von KLEBER waren diese mittels einer Homogenitätsprüfung (siehe dazu [18]) in drei Empfindlichkeitsgruppen eingeteilt:

Gruppe I umfaßte ca. 80 Plättchen, Gruppe II ca. 100 Plättchen und Gruppe III ca. 150 Plättchen. Die jeweiligen Standardabweichungen der relativen Anzeige von Gruppe I bis III betrugen $\pm 7,9\%$, $\pm 6,6\%$ und $\pm 6,7\%$.

Zur Kalibrierung wurden die ¹³⁷Cs-Strahlenquellen von 1 Ci und 10 Ci des amtlichen Eichmeßstandes bei der Firma Frieseke u. Hoepfner GmbH, Erlangen-Bruck, verwendet. Als Bezugswert diente die Gleichgewichtsdosisleistung in Luft. Durch die Wahl dieser Strahlenquelle war es möglich, die Dosimeter in dem Dosisbereich zu kalibrieren, in dem auch später die Ortsdosis lag, was bei einer Kalibrierung mit der ⁶⁰Co-Strahlenquelle wegen der zu grossen Dosisleistung nicht möglich gewesen wäre. Von jeder

Gruppe wurden je 10 Plättchen mit Dosen von 10, 20, 30, 40, 50, 75 und 100 mR bestrahlt, die ersten 5 Dosen mit der 1 Ci Strahlenquelle, die beiden letzten Dosen mit der 10 Ci Strahlenquelle, und zwar jeweils bei Einstrahlwinkel 0° . Aus den erhaltenen Meßpunkten ergab sich für alle drei Gruppen eine sehr gute Linearität der Anzeige. Die über lineare Regression, mit den Standardabweichungen der einzelnen Meßpunkte als statistischem Gewicht, berechneten Ausgleichsgeraden zeigen einen sehr niedrigen Achsenabschnitt A_0 , der die Nulldosisanzeige angibt. Dieser Wert wird durch die Einstellung der Kompensationsspannung des Auswertegeräts zur Rauschdiskriminierung beeinflusst und kann daher auch negativ sein [9].

Die Parameter der Kalibrier-Ausgleichsgeraden sind in Tab. 4 angegeben:

Gruppe	Steigung der Kalibriergeraden in nC/mR	Achsenabschnitt A_0 in nC
Gruppe I	$0,1926 \pm 0,0023$	$-0,0135 \pm 0,0571$
Gruppe II	$0,2118 \pm 0,0037$	$-0,0888 \pm 0,0496$
Gruppe III	$0,3366 \pm 0,0030$	$-0,0499 \pm 0,0476$

Tab.4: Steigung und Achsenabschnitt der Kalibriergeraden

Da 77 % der Dosis in Luft durch die natürliche Gammastrahlung in 1 m über dem Boden von Photonen mit Energien ≥ 500 keV und nur 2 % von Photonenenergien ≤ 75 keV (berechnet nach [23] mit für Erlanger Böden typischen Radionuklidgehalten) erzeugt werden, kann aus der Energieabhängigkeit der relativen Anzeige der $\text{CaF}_2:\text{Dy-Tl}$ -Dosimeter (Abb. 3) geschlossen werden, daß die Kalibrierung bei der ^{137}Cs -Gammastrahlung (661,04 keV) hinreichend genau ist. Eine Ab-

schätzung der integralen relativen Anzeige - berechnet aus energieintervallweise interpolierten Mittelwerten der relativen Anzeigen (Abb. 3) und gewichtet mit den jeweiligen spektralen Beiträgen zur Dosis in Luft für die natürliche Gammastrahlung in 1 m Höhe (nach [23]) - ergab eine Abweichung gegenüber dem bei der Kalibrierung mit ^{137}Cs -Gammastrahlung erhaltenen Wert von nur +2 %, also nahezu innerhalb des statistischen Fehlers der Kalibrierung.

2.7 Messung der Ortsdosis im Freien und in Gebäuden

Zur Bestimmung der Ortsdosis wurden für jede Meßstelle drei Dosimeter verwendet:

Zwei Dosimeter waren unbestrahlt und bildeten zusammen die Meßprobe. Bei der Auswertung erhält man durch die Bestimmung des arithmetischen Mittels der Einzelanzeigen den Wert der Meßprobe.

Ein Dosimeter war mit 10 R am Gammaatron vorbestrahlt, um durch die Abnahme der Anzeige den Einfluß des Fadings zu erfassen (Fadingprobe). Dabei wurde vor dem Aushängen der Dosimeter für jede Gruppe die Anzeige nach Bestrahlung mit 10 R bei sofortiger Auswertung bestimmt (Kontrollprobe).

2.7.1 Verpackung der Dosimeter

Zur Messung der Ortsdosis im Stadtgebiet Erlangen wurden die Dosimeter wie folgt verpackt:

Zunächst wurden die geschlossenen Dosimeterkapseln außen an den Öffnungsrändern zusätzlich mit einem Klebeband gesichert, um bei mechanischer Beanspruchung ein Aufspringen und damit eine Beschädigung der Kristallkörper zu verhindern. Dann wurden je drei Dosimeter (2 Meßpro-

ben und eine Fadingprobe) in eine durchsichtige, stabile, wasserdichte Plastikfolie eingeschweißt, um die Dosimeter sicher vor Feuchtigkeit zu schützen.

2.7.2 Aushängen der Dosimeter an den Meßorten

Um möglichst genau die Gonadendosis zu messen, mußten die Dosimeter sowohl im Freien, was einige Schwierigkeiten bereitete, als auch in den Wohnungen in ca. 1 m Höhe angebracht werden. Daher wurden im Freien nach Auswahl der Meßstellen (siehe Abschnitt 3.1) die Dosimeter überwiegend in Büschen, kleinen Bäumchen und Sträuchern versteckt angebracht, um sie damit dem Zugriff von unbefugten Personen zu entziehen. In Wohnungen befanden sich die Dosimeter meistens, mittels Klebeband befestigt, unter Tischen, und zwar möglichst in der Mitte des Raumes.

Die Meßzeiten betrugen 82 bis 117 Tage. Die Zeiten vom Regenerieren bis zum Anbringen am Meßort und vom Einsammeln bis zur Auswertung sind zusammen mit maximal ca. 8 Stunden zu veranschlagen und können daher außer Betracht gelassen werden. (Fehler $< 0,5 \%$).

2.8 Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung

Aus den Daten der Ausgleichsgeraden (Tab. 3) ergibt sich für die Berechnung der Ortsdosis folgende Beziehung:

$$A_p = \varepsilon \cdot J + A_0 \quad (1)$$

mit A_p : Anzeigewert der Meßprobe in nC abzüglich Leerwert

ε : Steigung der Kalibriergeraden in nC/mR

A_0 : Nulldosisanzeige = Achsenabschnitt der Kalibriergeraden in nC

J : Ortsdosis in mR

Die so erhaltenen Ortsdosiswerte wurden aus praktischen Gründen in mittlere Ortsdosisleistungswerte $\dot{J}$ in $\mu R/h$ umgerechnet:

$$\text{Aus: } \dot{A}_p = \frac{A_p}{t_x} \quad \text{und} \quad \dot{J} = \frac{J \cdot 10^3}{t_x} \quad \text{mit } t_x = \text{Meßzeit in h}$$

$$\text{folgt:} \quad \dot{J} = \frac{\left(\dot{A}_p - \frac{A_o}{t_x} \right) 10^3}{\varepsilon} \quad (\mu R/h) \quad (2)$$

Berücksichtigung des Fadings

Sowohl die Fadingprobe als auch die Meßprobe unterliegen dem Einfluß des Fadings, ebenso erhalten beide Proben bei gleicher Meßzeit die gleiche Ortsdosis. Aus dieser Überlegung ergeben sich folgende Beziehungen:

$$\text{Fadingprobe:} \quad A_F = A_K \cdot f(t_x) + \dot{A}_p \cdot \int_0^t f(t) dt \quad (3)$$

$$\text{Meßprobe:} \quad A_p = \dot{A}_p \cdot \int_0^t f(t) dt \quad (4)$$

mit A_F : Anzeigewert der Fadingprobe in nC

A_K : mittlerer Anzeigewert der Kontrollprobe in nC
(Zeit $t_x = 0$)

$f(t)$: Funktion, die den zeitlichen Verlauf des Fadings beschreibt

$\dot{A}_p$: Anzeigewert der Meßprobe pro Zeiteinheit

In Näherung kann angenommen werden, daß das Fading einer Exponentialfunktion folgt:

$$f(t) = e^{-\frac{t}{\tau}}$$

wobei τ die Dimension der Zeit besitzt ("Fading-Zeitkonstante").

Nach Auflösen des Integrals

$$\int_0^t f(t)dt \text{ mit } f(t) = e^{-\frac{t}{\tau}} \text{ ergibt sich:}$$

$$\int_0^t (e^{-\frac{t}{\tau}})dt = \tau \cdot (1 - e^{-\frac{t_x}{\tau}}).$$

Durch Einsetzen in die Gleichungen (3) und (4) erhält man:

$$A_F = A_K \cdot e^{-\frac{t_x}{\tau}} + \dot{A}_P \cdot \left[\tau \cdot (1 - e^{-\frac{t_x}{\tau}}) \right]; \quad (5)$$

$$A_P = \dot{A}_P \cdot \left[\tau \cdot (1 - e^{-\frac{t_x}{\tau}}) \right]. \quad (6)$$

Aus diesen beiden Gleichungen läßt sich die Unbekannte τ berechnen:

$$A_F - A_K \cdot e^{-\frac{t_x}{\tau}} = \dot{A}_P; \quad \tau = \frac{t_x}{\ln \frac{A_K}{(A_F - \dot{A}_P)}};$$

Aus Gleichung (6) ergibt sich:

$$\dot{A}_p = \frac{A_p}{\tau \cdot \left[1 - e^{-\frac{t_x}{\tau}} \right]}$$

Daraus folgt durch Einsetzen in die Berechnungsformel für $\dot{J}$ (Gleichung (2)):

$$\dot{J} = \frac{10^3 \cdot A_p}{\varepsilon \cdot \tau \cdot \left[1 - e^{-\frac{t_x}{\tau}} \right]} - \frac{10^3 \cdot A_o}{\varepsilon \cdot t_x} \quad (\mu R/h) \quad (7)$$

Da in guter Näherung angenommen werden kann, daß die Nachweiswahrscheinlichkeit der TL-Dosimeter für die kosmische Strahlung gleich der für hochenergetische Gammastrahlung ist, gibt die nach Gleichung (7) berechnete Größe die mittlere Ortsdosisleistung durch die natürliche Strahlung an. Neuere Berechnungen von O'BRIEN [24] zeigen, daß TL-Dosimeter den Beitrag der kosmischen Strahlung geringfügig zu niedrig anzeigen. Dies wurde im folgenden vernachlässigt.

Da andererseits die Ortsdosisleistung durch die kosmische Strahlung im Stadtgebiet Erlangen als im Mittel konstant angenommen werden kann, erhält man aus den Meßwerten auch die Werte für die mittlere terrestrische Ortsdosisleistung $\dot{J}_t$:

$$\dot{J}_t = \dot{J} - \dot{J}_{\text{kosm}} \quad (8)$$

Aus den von O'BRIEN und McLAUGHLIN [25] angegebenen Werten erhält man durch Interpolation und Mittelung für Erlangen (49° 30' nördl. Breite, 280 m über NN):

$$\begin{array}{ll} \text{Im Freien:} & \dot{J}_{\text{kosm}} = 3,8 \text{ } \mu\text{R/h} \\ \text{In Gebäuden:} & \dot{J}_{\text{kosm}} = 3,0 \text{ } \mu\text{R/h} \end{array}$$

Der Wert in Gebäuden wurde dabei aus dem Wert im Freien mit einem mittleren Abschirmfaktor der Gebäude für die kosmische Strahlung von 0,8 [10] berechnet.

2.9 Fading-Verhalten

Bereits bei niedrigen Temperaturen geben TL-Dosimeter spontan einen Teil der gespeicherten Energie in Form von Phosphoreszenzlicht ab, wobei die einzelnen Maxima der Glowkurve verschieden stark abnehmen. Bei der Auswertung des TL-Dosimeters macht sich dieser Effekt dann in einer Abnahme der Anzeige (Fading) bemerkbar. Das Fading fällt dabei umso mehr ins Gewicht, je niedriger die Temperatur des jeweiligen Maximums der Ausheizkurve liegt.

Das relativ große Anfangsfading, verursacht durch die Abnahme dieser sog. kurzlebigen Maxima, muß mittels einer im allgemeinen vom Hersteller angegebenen speziellen Wärmebehandlung (Temperung) eliminiert werden [12]. Das restliche Fading nimmt dann bei lichtgeschützten TL-Kristallen, was in diesem Fall durch die Dosimeterkapseln gewährleistet ist, während der Meßzeit nur noch um wenige Prozent der Anzeige zu [12], und zwar umso mehr, je höher die Temperatur am Meßort ist.

Da an den einzelnen Meßplätzen der Temperaturverlauf verschieden sein kann, müssen für die Auswertung (siehe oben Abschnitt 2.8) die Anzeigen der einzelnen Fadingproben neben dem mittleren Anzeigewert der Kontrollproben eingesetzt werden.

Zur Charakterisierung des Fadingverhaltens der einzelnen Empfindlichkeitsgruppen der TL-Dosimeter-Charge wurde aus den Mittelwerten der Anzeige der Fadingproben A_F und der Kontrollproben A_K die mittlere Abnahme der Anzeigewerte innerhalb der Meßzeit und die mittlere Fadingzeitkonstante $\overline{\tau}$ berechnet. Dabei ergab sich:

Gruppe I : Abnahme von A_F um 14 % (t_x : 82 d bis 99 d)
 Gruppe II : " " " 15 % (t_x : 91 d bis 111 d)
 Gruppe III: " " " 9 % (t_x : 89 d bis 117 d)

$$\overline{\tau}_I = 620 \pm 122 \text{ d}$$

$$\overline{\tau}_{II} = 612 \pm 119 \text{ d}$$

$$\overline{\tau}_{III} = 1125 \pm 459 \text{ d}$$

Beim Vergleich der Fadingproben mit dem jeweiligen mittleren Kontrollprobenwert ergaben sich bei keiner Gruppe signifikante Unterschiede weder innerhalb der t_x -Intervalle noch zwischen den Meßorten im Freien und denen in Gebäuden.

Durch Einsetzen von τ (mit $A_p \ll A_F$) in Gleichung (7), Abschnitt 2.8, erhält man durch Umformung:

$$\dot{A} = \frac{10^3 \cdot A_p}{\epsilon \cdot t_x} \cdot \left[\frac{\ln \frac{A_K}{A_F}}{\left(1 - \frac{A_F}{A_K}\right)} \right] - \frac{10^3 \cdot A_0}{\epsilon \cdot t_x} \quad (9)$$

Der mittlere Fadingkorrekturfaktor $\left[\frac{\ln \frac{A_K}{A_F}}{\left(1 - \frac{A_F}{A_K}\right)} \right]$ be-

trägt bei Einsetzen der Mittelwerte von A_K und A_F für die drei Empfindlichkeitsgruppen:

Gruppe I : 1,076

Gruppe II : 1,082

Gruppe III: 1,049

2.10 Genauigkeit der Methode

Die experimentelle Meßunsicherheit der Methode für die mittlere Ortsdosisleistung beträgt $\pm 7,6\%$ (Gruppen II und III) bzw. $\pm 9,4\%$ (Gruppe I) (Berechnung siehe Abschnitt 4). Sie ist im wesentlichen bestimmt durch die Inhomogenität der Anzeigeempfindlichkeit der Dosimetergruppen (von $\pm 6,6$ bis $\pm 7,9\%$, siehe oben).

An eventuellen systematischen Fehlerquellen nicht berücksichtigt in den Ergebnissen blieben die "Selbstbestrahlung" infolge radioaktiver Verunreinigungen in TL-Dosimetermaterial, Filtern und Dosimeterkapseln und der Beitrag der natürlichen Betastrahlung. Ihr Einfluß kann als vernachlässigbar klein angenommen werden. Das natürliche Betastrahlenfeld in 1 m Höhe in Luft umfaßt Elektronen mit Energien zwischen 0,1 und 2 MeV [23]. Die Reichweite von 2 MeV Elektronen beträgt etwa 1 g/cm^2 , bei einer Massenbeladung der Dosimeterkapseln (Plexiglas + Silber) von $1,4 \text{ g/cm}^2$ (von vorne und von hinten) bzw. $0,94 \text{ g/cm}^2$ seitlich. Bei $\text{CaF}_2:\text{Dy}(\text{TL-200})$ wird die Selbstbestrahlung als vernachlässigbar klein angegeben [23]. Als ebenfalls vernachlässigbar klein erwies sich der systematische Fehler durch die Transportzeiten der Dosimeter zum und vom Meßort (siehe oben Abschnitt 2.7.2).

Die Nachweiswahrscheinlichkeit von TL-Dosimetern für kosmische Strahlung liegt nach O'BRIEN [24] für LiF um etwa 14% niedriger als die für die terrestrische Gammastrahlung. Nach den Ergebnissen von ALMOND und McCLAY [2] dürfte diese Abweichung für $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ -TL-Dosimeter eher geringer

anzusetzen sein. Ein Einfluß dieses Effekts auf die Ergebnisse für die Ortsdosisleistung wurde vernachlässigt, in den Ergebnissen für die mittlere terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen jedoch abgeschätzt (siehe unten Abschnitt 3.3.3).

Die Nachweisgrenzen der Methode, definiert als die dreifache Standardabweichung der "Nulldosis" (Dosis, die - abzüglich Leerwert - der Nulldosisanzeige sofort nach Regenerierung entspricht.) der TL-Dosimeter, beträgt 0,22 mR (Gruppe I), 0,24 mR (Gruppe II) bzw. 0,10 mR (Gruppe III). Unter Berücksichtigung der verwendeten Meßzeiten erhält man daraus als Nachweisgrenze für die mittlere Ortsdosisleistung 0,1 $\mu\text{R/h}$ (Gruppen I und II) bzw. 0,05 $\mu\text{R/h}$ (Gruppe III).

3 Meßergebnisse und Diskussion

Die Messung der Ortsdosis erfolgte an 34 verschiedenen Orten im Freien sowie in 60 Wohnungen im Stadtgebiet Erlangen. Die Meßwerte wurden auf mittlere Ortsdosisleistung in $\mu\text{R/h}$ umgerechnet (siehe Abschnitt 2.8). Die Darstellung und Diskussion der Ergebnisse bezieht sich überwiegend auf die Ortsdosisleistung durch die terrestrische Strahlung, die nach Subtraktion der als konstant angenommenen mittleren Ortsdosisleistung durch die kosmische Strahlung aus den Meßergebnissen erhalten wurde, um deren Modifikation durch geologische Gegebenheiten und Straßen- und Gebäudematerialien unmittelbar darstellen und Vergleiche mit den Ergebnissen aus [26] anstellen zu können.

3.1 Ortsdosisleistung im Freien

Die Auswahl der Meßorte wurde, wenn möglich, auf die im Forschungsbericht des Institutes für Radiologie der Universität Erlangen-Nürnberg [26] gewählten Meßstellen abgestimmt, um einen Vergleich der Ergebnisse zu erlauben. Dabei wurde sowohl im bebauten Gelände (23 Meßwerte) als auch über freiem Gelände (11 Meßwerte) die Ortsdosis bestimmt. Eine Übersicht über die einzelnen Meßpunkte und die dort erhaltenen Werte für die mittlere Ortsdosisleistung durch die natürliche Strahlung gibt Abb. 6.



Abb. 6: Ortsdosisleistung durch die natürliche Strahlung
im Freien im Stadtgebiet Erlangen in pR/h [33]

3.1.1 Geologische Verhältnisse und geologisch-radiologische Daten

Die Ortsdosisleistung durch die terrestrische Strahlung ist besonders im Freien eng mit den örtlichen geologischen Verhältnissen verknüpft, weshalb hier kurz auf das Wichtigste eingegangen wird. Die Daten und Angaben zu diesem Abschnitt wurden, in Auszügen, teilweise wörtlich aus dem Forschungsbericht des Institutes für Radiologie [26] entnommen.

"Geologisch wird das Stadtgebiet Erlangen einheitlich bestimmt durch die Sandstein- und Lettenformationen des mittleren Keupers, die allerdings in weiten Teilen durch die pleistozänen Terrassensande der Regnitz, der Schwabach und der Aurach und durch quartäre Flugsande, in den Talauen durch die holozänen Talfüllungen verhüllt sind". Nur an einigen wenigen Stellen im Stadtgebiet stehen Sandstein- oder Lettenformationen in flächenmäßig grösserer Ausdehnung direkt an, vor allem in den südlichen, südwestlichen und teilweise auch in den westlichen Stadtrandgebieten, während sich der größte Teil des Stadtgebietes, insbesondere der bebauten Gebiete, auf den quartären Terrassen- und Flugsandschichten befindet.

Die im Stadtgebiet auf dem geologischen Untergrund gebildeten Böden sind überwiegend leichte Böden aus Sandsteinkeuper und Diluvialsand, über Lettenlagen lehmiger Sand bis sandiger Lehm, in den Talfüllungen von Regnitz und Schwabach feinsandiger Lehm und toniger Sand.

"Die geologischen Verhältnisse im Stadtgebiet Erlangen sind somit bestimmt durch Sedimentgesteine und die aus ihnen gebildeten Sande, Kieslagen, Schotter und Gerölle sowie durch die aus diesem geologischen Untergrund gebildeten Böden geprägt.

Sedimentgesteine zeigen im allgemeinen einen niedrigen Gehalt an Uran, Thorium und ^{40}K . Die aus ihnen sekundär und tertiär gebildeten Sande sowie die entsprechenden Böden weisen einen eher noch niedrigeren Gehalt an natürlichen Radionukliden auf".

Über 90 % der terrestrischen Ortsdosisleistung über dem Boden gehen auf die Gammastrahlung der natürlichen Radionuklide in den oberen 25 cm des Bodens zurück. Gammaspektrometrische Messungen ergaben für verschiedene Bodenproben und Sand aus dem Erlanger Raum spezifische Aktivitäten von 0,3 bis 1,2 nCi $^{226}\text{Ra}/\text{kg}$, von 0,2 bis 1,6 nCi $\text{Th}_{\text{nat}}/\text{kg}$ und von 4,8 bis 28,4 nCi $^{40}\text{K}/\text{kg}$. Aus diesen spezifischen Bodenaktivitäten berechnen sich - unter Vernachlässigung des Wassergehalts und der Radonemanation - terrestrische Ortsdosisleistungswerte in 1 m Höhe über dem Boden von 2 bis 12 $\mu\text{R}/\text{h}$ [26].

3.1.2 Ortsdosisleistung über freiem Gelände

3.1.2.1 Eigene Meßergebnisse

Der mit $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ -TL-Dosimetern gemessene Gesamtmittelwert für freies Gelände liegt bei $8,4 \pm 1,6 \mu\text{R}/\text{h}$ insgesamt und somit $4,6 \pm 1,6 \mu\text{R}/\text{h}$ für die terrestrische Komponente. Die beiden höchsten Meßwerte fanden sich mit je 11,2 bzw. 7,4 $\mu\text{R}/\text{h}$ im Wald zwischen Dechsendorf und Kosbach (Mönau) bzw. zwischen Kriegenbrunn und Hüttendorf über einem Acker, also im Westen bzw. im Süden des Stadtgebiets, wo die Sandsteinformationen nur von dünnen Deckschichten überlagert sind. Der niedrigste Meßwert wurde mit 6,4 bzw. 2,6 $\mu\text{R}/\text{h}$ im Nordosten des Stadtgebiets im Wald an der Rathsberger Straße ermittelt, an einer Stelle, wo der Waldhumus und der darunterliegende, durch Verwitterung und Abtragung aus

dem Burgesandstein gebildete Sandboden relativ niedrige Gehalte an natürlichen Radionukliden aufweisen [26]. Die übrigen Meßwerte für die terrestrische Ortsdosisleistung bewegen sich fast durchweg innerhalb relativ enger Grenzen zwischen 3 und 5 $\mu\text{R/h}$, was auf Grund der über weite Bereiche ziemlich einheitlichen geologischen Verhältnisse auch zu erwarten war. Tabelle 5 gibt eine Übersicht über die Meßergebnisse sowie die zugehörigen Vergleichswerte aus [26].

Ortsbeschreibung	Diese Arbeit		nach [26]
	$\dot{j}/\mu R \cdot h^{-1}$	$\dot{j}_t/\mu R \cdot h^{-1}$	$\dot{j}_t/\mu R \cdot h^{-1}$
Am Europakanal bei Bezirkskrankenhaus	7,1	3,3	(2,5)
Nönan	11,2	7,4	-
Alterlangen am Hafen	8,5	4,7	-
Meilwald - Sportpfad	8,0	4,2	4,4
Regnitzgrund, Nähe Herzogenauracher Damm	9,3	5,5	-
Wald zwischen Bruck u. Tennenlohe (südlich Tennenloher Straße)	7,2	3,4	2,9
Ackergründe zwischen Kriegenbrunn u. Hüttendorf	11,2	7,4	-
Großparkplatz Innenstadt, Grünanlage Schloßgarten	6,9	3,1	3,8
Wald an der Rathsberger Straße	7,9	4,1	4,9
Burgberg bei Bienenzuchtanstalt	6,4	2,6	4,0
	8,6	4,8	-

Tab. 5: Mittlere Ortsdosisleistung im freien Gelände in $\mu R/h$. Eingecklammerter () Wert: wegen nicht genau übereinstimmender Meßorte nur bedingt vergleichbar.

3.1.2.2 Vergleich mit früheren Meßwerten

Als Vergleichsgrundlage diente der Forschungsbericht des Instituts für Radiologie aus dem Jahre 1978 [26]. Die nachfolgend in den Abschnitten 3.1 sowie 3.2 und 3.3 genannten früheren Meßwerte sind durchweg dieser Arbeit entnommen. Deshalb wird im folgenden nicht mehr jedesmal ausdrücklich darauf verwiesen.

Der mit Szintillationsdosisleistungsmeßgeräten ermittelte Gesamtmittelwert für freies Gelände lag bei $3,7 \pm 0,6$ $\mu\text{R/h}$ [26].

Einige der eigenen Meßwerte stimmen mit den früher ermittelten recht gut überein, während andere stark abweichen (Tab. 5). Mehrere Gründe dürften dafür ausschlaggebend sein:

Erstens hängt die terrestrische Ortsdosisleistung im Freien von vielen, teils stark witterungsabhängigen Faktoren ab und ist damit kurzfristigen Schwankungen unterworfen. Die wichtigste Rolle spielt dabei der schwankende Wassergehalt der oberen Bodenschichten. Höherer Wassergehalt führt zu einer Erhöhung der effektiven Bodendichte und damit zu einer Erniedrigung der Energieflußdichte der Gammastrahlung über dem Boden. Dieser Effekt ist wirksam für die Gammastrahlung des ^{40}K und der ^{232}Th -Folgeprodukte, während er für die ^{226}Ra -Folgeprodukte durch die verminderte Emanation des ^{222}Rn aus feuchtem Boden in etwa ausgeglichen wird [22]. Da bei den Ortsdosismessungen mit den CaF_2 :Dy-TL-Dosimetern im Gegensatz zu der Ortsdosisleistungsmessung mit Szintillationsdetektoren auch zeitliche Schwankungen miterfaßt werden, können sich aus den beiden verschiedenen Meßmethoden voneinander abweichende Meßwerte ergeben.

Ein anderer Grund für die teilweise unterschiedlichen Ergebnisse besteht darin, daß die vergleichbaren Meßwerte oft nicht genau übereinstimmen; zum anderen sind die in Tabelle 5 angegebenen Werte aus [26] teilweise schon aus mehreren Einzelmessungen gemittelt, während die mit den TL-Dosimetern erhaltenen Werte Einzelmessungen darstellen.

Die Differenz zwischen den Gesamtmittelwerten schließlich dürfte vor allem darauf zurückzuführen sein, daß durch die räumliche Mittelung über mobile Messungen mit den Szintillationsdetektoren wesentlich größere Bereiche des freien Geländes in Erlangen erfaßt wurden, die zum größeren Teil in Tabelle 5 nicht aufgeführt sind. Dabei wurden auch zahlreiche Meßwerte auf Wegen und Straßen im freien Gelände mit hoher Aufenthaltswahrscheinlichkeit von Mitgliedern der Bevölkerung berücksichtigt, über denen die Ortsdosisleistung, bedingt durch den Belag (Schotter, Platten oder Teer), niedriger lag als über dem angrenzenden nicht befestigten Boden. Dies könnte eine Erklärung für den niedrigeren Gesamtmittelwert nach [26] darstellen. Insgesamt darf man jedoch die Abweichung der beiden Meßergebnisse als nicht gravierend beurteilen.

3.1.3 Ortsdosisleistung über bebautem Gelände

3.1.3.1 Eigene Meßergebnisse

Der Gesamtmittelwert für bebauten Gelände bzw. für Wohngebiet und Innenstadt, ermittelt mit den $\text{CaF}_2:\text{Dy}$ -TL-Dosimetern, beträgt $9,2 \pm 1,0 \mu\text{R/h}$ insgesamt bzw. $5,4 \pm 1,0 \mu\text{R/h}$ für die terrestrische Strahlung. Eine Übersicht über alle Meßwerte gibt Tabelle 6.

Ortsbeschreibung

	Diese Arbeit $j/\mu R \cdot h^{-1}$	$j_t/\mu R \cdot h^{-1}$	aus [26] $j_t/\mu R \cdot h^{-1}$
Stadttrandsiedlung - Riemenschneiderstraße	(A)	10,3	-
Alterlangen, Kreuzung Möhrendorfer Str. - Kosbacher Weg	(A)	9,0	4,3
Kosbach - Karauschenweg	(OK)	9,6	4,1
Friedrich-Bauer-Str.	(A)	9,2	5,4
Ecke Oppelner Str. - Marienbader Str.	(A)	8,5	4,7
Geberstraße bei Hochschulinstitut f. Leibesübungen	(A)	8,2	(3,6)
Ecke Nürnberger Str. - Reinhardstraße	(I)	9,6	3,8
Güterhallenstraße	(I)	10,1	4,7
Kreuzung Hofmannstraße - Schuhstraße	(I)	9,1	6,3
Kreuzung Gebbertstraße - Theodor-v.-Zahn-Str.	(A)	8,4	5,3
Drausnickstraße bei Uttenreuther-Haus	(A)	9,9	4,6
Wilhelminenstraße, kleiner Park	(A)	8,2	6,1
Ecke Rennestraße - Eskilstunastraße	(A)	7,8	4,4
Frauenaurach, Ecke Gaisbühlstr. - Herzogenauracher Str.	(OK)	11,5	4,0
Kreuzung Paul-Gossen-Str. - Außere Brucker Str.	(A)	7,6	7,7
Eltersdorf vor Egidienghaus	(OK)	8,6	3,8
Eltersdorf - Tucherstraße	(A)	9,0	4,8
Tennenlohe - Ecke Lachnerstraße - Böhlach	(A)	8,5	5,2
Kriegenbrunn - Ecke Wiener Str. - Bruckweiherstraße	(OK)	10,1	4,7
Müttendorf - Ecke Michelbauer Str. - Vacher Str.	(OK)	10,2	3,0
Kreuzung Glückstraße - östliche Stadtmauerstraße	(I)	10,8	5,2
Schloßplatz - Ecke Halbmondstraße	(I)	9,1	4,3
Kreuzung Fahrstraße - Südliche Stadtmauerstraße	(I)	9,4	(5,7)
			3,0
			5,2
			6,3
			8,9
			4,9
			7,0
			5,3
			5,6

Tab. 6: Ortsdosisleistung im bebauten Gelände in $\mu R/h$.

(I) = Innenstadt, (A) = Außenbezirke bzw. Wohngebiet, (OK) = Ortskerne der eingemeindeten Vororte.

() Werte: Wegen nicht genau übereinstimmender Meßplätze nur bedingt vergleichbar.

Damit liegt die Ortsdosisleistung für bebautes Gelände im Mittel um $0,8 \mu\text{R/h}$ höher als für freies Gelände, was den Einfluß der Straßen- und Gebäudematerialien widerspiegelt. Diese Tatsache findet sich auch in [26], wo ein Unterschied von $0,6 \mu\text{R/h}$ festgestellt wurde: "Hierbei kompensieren sich zum Teil zwei einander entgegenwirkende Effekte: Die zusätzliche Ortsdosisleistung durch die gammastrahlenden natürlichen Radionuklide in den Straßen- und Gebäudematerialien und die abschirmende Wirkung - insbesondere der Straßenbeläge - gegenüber der Gammastrahlung des Bodens" [26].

Bei näherer Betrachtung kristallisieren sich mit wenigen Ausnahmen aus den Einzelmeßwerten von Tab. 6 zwei relativ homogene Gruppen heraus: Die Meßorte in der Innenstadt (I) und diejenigen der Außenbezirke bzw. der Wohngebiete (A).

Zur Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung wurden die Ergebnisse in Ortskernen eingemeindeter Vororte (OK) nicht mit herangezogen, um eine statistische Übergewichtung dieser Bereiche zu vermeiden.

Für die Ortsdosisleistung durch die terrestrische Strahlung ergibt sich aus den in Tab. 6 mit (I) gekennzeichneten Meßorten für die Innenstadt ein Mittelwert von $5,9 \pm 0,7 \mu\text{R/h}$. Im Zentrum einiger eingemeindeter Orte (Frauenaurach, Kriegenbrunn, Müttendorf) finden sich ebenfalls überdurchschnittlich hohe Werte, u. a. der höchste im Freien gemessene Wert von $7,7 \mu\text{R/h}$ in Frauenaurach. Hier überwiegt offenbar der erstere Effekt: Die zusätzliche Ortsdosisleistung durch Straßenbelag und alte Gebäude.

Für die Außenbezirke (A) in Tab. 6 errechnet sich eine Ortsdosisleistung durch terrestrische Strahlung von $4,9 \pm 0,8 \mu\text{R/h}$, also nahezu der gleiche Wert wie für freies Gelände. An einigen Meßstellen, vor allem in Neubaugebieten mit relativ großen befestigten Verkehrsflächen überwiegt offenbar die Abschirmwirkung der Straßenmaterialien und/oder der modernen Gebäude, sodaß die terrestrische Ortsdosisleistung niedriger ist als im freien Gelände (z. B.: Kreuzung Paul-Gossen-Str./Äußere Brucker Straße mit $3,8 \mu\text{R/h}$).

3.1.3.2 Vergleich mit früheren Meßdaten

Der von PFISTER, PHILIPP und PAULY [26] angegebene Gesamtmittelwert für bebautes Gelände beträgt $4,3 \pm 0,8 \mu\text{R/h}$. Zieht man in Betracht, daß dieser Wert aus Mittelwerten in insgesamt 393 Straßen, die mehr oder weniger das gesamte Stadtgebiet erfaßten, gewonnen wurde, so besteht kein gravierender Unterschied zu dem eigenen aus einer relativ kleinen Stichprobe ortsfester Messungen ermittelten Ergebnis.

Die Differenz der Mittelwerte kann auch zum Teil auf Jahres- und tageszeitlichen, witterungsbedingten Schwankungen beruhen. Die TL-Dosimeter mußten nämlich im bebauten

Gelände teilweise in Büschen bzw. Bäumchen, also direkt über kleinen Flächen freier Erde aufgehängt werden, um sie dem Zugriff von unbefugten Personen zu entziehen.

Die größten Unterschiede bei einzelnen Meßorten (z.B. Frauenaurach) können wie bei den Messungen im freien Gelände darauf zurückgeführt werden, daß die vergleichbaren Meßorte nicht genau identisch sind, wobei im bebauten Gebiet auf Grund der inhomogenen Struktur (verschiedenartige Gebäude, geteerte Straßen, Kopfsteinpflaster, Gärten) die lokalen Unterschiede natürlich größer sind als in unbebauten Gebieten.

Auch von den unterschiedlichen Meß- und Auswerteverfahren können Differenzen in den Ergebnissen herrühren. Die in [26] angegebenen Ergebnisse kamen größtenteils durch straßenweise örtliche Mittelung von Messungen vom PKW aus zustande. Trotz der erfolgten Berücksichtigung des Abschirmfaktors durch den PKW kann die abschirmende Wirkung der Teerdecke dominieren, andererseits aber auch, falls z. B. über Granitkopfsteinpflaster gemessen wird, dieses zu einer erhöhten Anzeige führen. Diese beiden gegenläufigen Faktoren mitteln sich bei genügender Anzahl der Meßwerte annähernd heraus [26], was natürlich bei der relativ kleinen Zahl von 23 Meßorten für TL-Dosimeter im bebauten Gelände nur zum Teil geschieht.

Jedoch findet sich die Tatsache bestätigt, daß in der Innenstadt und dem Stadtkern mit $5,9 \pm 0,7 \mu\text{R/h}$ eine höhere Ortsdosisleistung vorherrscht als in den Außenbezirken und Wohngebieten mit $4,9 \pm 0,8 \mu\text{R/h}$. Die Vergleichswerte [26] für Innenstadt und Wohngebiet betragen $5,4$ bzw. $4,2 \mu\text{R/h}$; es besteht also eine befriedigende Übereinstimmung mit den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit, zieht man die Unterschiede der Mittelungsverfahren und der Größe der Stichproben in Betracht.

Bereich	Diese Arbeit			nach [26]
	$\dot{j}/\mu R \cdot h^{-1}$	$\dot{j}_t/\mu R \cdot h^{-1}$	Maximale Streubreite von $\dot{j}_t/\mu R \cdot h^{-1}$	$\tilde{\sigma}_{\exp}/\mu R \cdot h^{-1}$
Freies Gelände	$8,4 \pm 1,6$	$4,6 \pm 1,6$	$2,6 - 7,4$	$\pm 0,7$
Bebautes Gelände (gesamt)	$9,2 \pm 1,0$	$5,4 \pm 1,0$	$3,8 - 7,7$	$\pm 0,7$
davon: Innenstadt	$9,7 \pm 0,7$	$5,9 \pm 0,7$	$5,3 - 7,0$	$\pm 0,8$
Außenbezirke	$8,5 \pm 0,8$	$4,9 \pm 0,8$	$3,8 - 6,5$	$\pm 0,7$
Differenz zwischen bebautem und freiem Gelände	$+0,8$	$+0,8$	-	-
				$+0,6$

Tab. 7: Übersicht über die Ortsdosisleistung im Freien in $\mu R/h$ ($\tilde{\sigma}_{\exp}$: experimentelle Neuunsicherheit)

3.1.4 Zusammenfassung der Meßergebnisse im Freien

Eine abschließende Übersicht über die gemessene Ortsdosisleistung im Freien im Stadtgebiet Erlangen gibt Tabelle 7.

Die Unterschiede zwischen den eigenen und früheren Meßergebnissen beruhen zum Teil auf witterungsbedingten tages- und jahreszeitlichen Schwankungen, im wesentlichen jedoch auf den Unterschieden in den Mittelungsmethoden und der in [26] wesentlich größeren Gesamtheit der Meßstellen. Dies wird deutlich beim direkten Vergleich der Ergebnisse an identischen Meßorten: Die mittlere Differenz ($\dot{J}_t(\text{TLD}) - \dot{J}_t(\text{Szint.})$) beträgt $+(0.5 \pm 1.2) \mu\text{R/h}$. Ein signifikanter Unterschied zwischen den mit TL-Dosimetern ermittelten Ergebnissen und den mit Szintillationsdosimetern gewonnenen Werten besteht nicht. Die Differenz zwischen dem im freien Gelände und dem im bebauten Gebiet gefundenen Wert beträgt für TL-Dosimeter durchschnittlich $0,8 \mu\text{R/h}$, in guter Übereinstimmung mit dem von PFISTER et al. [26] ermittelten Differenzbetrag von $0,6 \mu\text{R/h}$. Auch die höhere Ortsdosisleistung in der Innenstadt gegenüber den Außenbezirken bzw. Wohngebieten findet sich bestätigt.

Von Interesse ist schließlich noch der Vergleich mit den Ergebnissen von KLEBER [18], die mit CaF_2 -TL-Dosimetern ohne Ag-Filter und daher deutlicher Energie- und Richtungsabhängigkeit der Nachweisenempfindlichkeit erhalten wurden. An den wenigen identischen Meßorten im Freien liegen die unkorrigierten Werte von KLEBER für $\dot{J}_t$ um durchschnittlich 23 % höher. Für die Mittelwerte in den einzelnen Bereichen im Freien (vgl. Tab. 7) beträgt diese Abweichung $+15$ bis $+25$ %, im Mittel $+19$ %. Berücksichtigt man die Tatsache, daß die Meßorte der beiden TLD-Meßpro-

gramme nur in wenigen Fällen identisch waren, so bestätigt die experimentell gefundene Abweichung die von KLEBER rechnerisch ermittelte Überschätzung seiner Ergebnisse um durchschnittlich 29 %.

3.2 Ortsdosisleistung in Wohnungen

Die Messung der Ortsdosis erfolgte in 60 Wohnungen, die im gesamten Stadtgebiet verteilt waren. Dabei wurden, soweit möglich, Gebäude verschiedenen Baumaterials und Alters sowie verschiedene Stockwerkslagen berücksichtigt. Auf die Messung in öffentlichen Gebäuden sowie an Arbeitsplätzen mußte wegen der zu geringen zur Verfügung stehenden Dosimeterzahl verzichtet werden. Eine Übersicht über die Meßorte und ihre Verteilung im Stadtgebiet gibt Abb. 7.

3.2.1 Eigene Meßergebnisse

Die mittlere Ortsdosisleistung in Wohnungen im Stadtgebiet Erlangen ist, aufgeschlüsselt nach Baumaterial und Baujahr der Häuser, in Tabelle 8 angegeben. Der Vergleich der statistischen Fehler der Mittelwerte mit der experimentellen Meßunsicherheit der Methode σ_{exp} (siehe Abschnitt 2.10 und 4) zeigt, daß die vorgenommene Zusammenfassung der Einzelmeßwerte im Rahmen der Meßgenauigkeit annähernd homogene Gruppen ergibt.

Aus den Ergebnissen ist ersichtlich, daß die terrestrische Strahlenexposition in Wohnungen vorwiegend durch die verwendeten Baumaterialien geprägt ist. In älteren Ziegelhäusern sowie in Natursteinhäusern finden sich die höchsten Werte, während in Betonhäusern, Häusern in moderner Mischbauweise bzw. Fertighäusern die niedrigsten Ortsdosisleistungen ermittelt wurden. Der höchste Einzelmeßwert fand sich dementsprechend auch in einem Natursteinhaus (Bau-



Abb. 7: Meßstellen in Wohnungen (● im Stadtplan) zur Bestimmung der Ortsdosisleistung durch die natürliche Strahlung im Stadtgebiet Erlangen [33]

Häusertyp, Baumaterial, Baujahr	Anzahl n	$\dot{J}/\mu R \cdot h^{-1}$	$\dot{J}_t/\mu R \cdot h^{-1}$	Maximale Streu- breite von $\dot{J}_t/\mu R \cdot h^{-1}$	$\sigma_{exp}/\mu R \cdot h^{-1}$
Natursteinhäuser (überwiegend Sandstein)	7	$12,4 \pm 1,0$	$9,4 \pm 1,0$	$8,1 - 11,2$	$\pm 1,0$
Ziegelbauten, Baujahr vor 1948	8	$11,6 \pm 1,3$	$8,6 \pm 1,3$	$5,4 - 9,5$	$\pm 1,0$
Ziegelbauten, Baujahr 1948 - 1959	7	$10,2 \pm 1,9$	$7,2 \pm 1,9$	$5,6 - 10,1$	$\pm 0,8$
Ziegelbauten, Baujahr 1960 - 1969	10	$10,6 \pm 0,7$	$7,6 \pm 0,7$	$6,6 - 8,7$	$\pm 0,8$
Ziegelbauten, Baujahr ab 1970	13	$9,0 \pm 0,9$	$6,0 \pm 0,9$	$4,3 - 7,6$	$\pm 0,7$
Betonbauweise	9	$8,8 \pm 1,0$	$5,8 \pm 1,0$	$4,6 - 7,5$	$\pm 0,7$
Moderne Mischbauweise	5	$8,9 \pm 0,9$	$5,9 \pm 0,9$	$5,2 - 7,4$	$\pm 0,7$
Fertighaus (Einzelmeßwert)	1	7,3	4,3	-	$\pm 0,6$

Tab. 8: Ortsdosisleistung in Wohnungen im Stadtgebiet Erlangen in $\mu R/h$.
(σ_{exp} : experimentelle Meßunsicherheit)

jahr ca. 1916) mit $11,2 \mu\text{R/h}$, die beiden niedrigsten in dem Fertighaus sowie in einem Ziegelhaus Baujahr 1973 mit je $4,3 \mu\text{R/h}$.

Um einen eventuellen Einfluß der Stockwerkslage der Wohnung auf die dortige Ortsdosisleistung zu untersuchen, wurden in Tabelle 9 sämtliche Wohnungsmeßwerte in Ziegebauten, aufgeteilt in Wohnblocks und Einzelhäuser nach Stockwerken aufgegliedert:

Wohnblocks: $\dot{J}_t$ in $\mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$		Einzelhäuser: $\dot{J}_t$ in $\mu\text{R}\cdot\text{h}^{-1}$	
Erdgeschoß:	$7,0^{+2,2}_{-2,2}$ (n=7)	Erdgeschoß:	$7,7^{+1,2}_{-1,2}$ (n=10)
I. Stock:	$6,9^{+0,7}_{-0,7}$ (n=6)	übrige	
II. Stock:	$7,0^{+1,4}_{-1,4}$ (n=6)	Stockwerke:	$7,7^{+1,8}_{-1,8}$ (n=5)
III./IV. Stock:	$6,4^{+1,9}_{-1,9}$ (n=4)		
$\bar{J}_t$:	$6,9^{+1,5}_{-1,5}$ (n=23)	$\bar{J}_t$:	$7,7^{+1,4}_{-1,4}$ (n=15)

Tab. 9: Ortsdosisleistung durch terrestrische Strahlung in $\mu\text{R/h}$ in verschiedenen Geschosslagen.

Die unterschiedlich hohen Gesamtmittelwerte ergeben sich daraus, daß bei den Wohnblocks die jüngeren Baujahre und damit die moderneren Bauweisen überwiegen, während viele der Einzelhäuser älteren Datums sind. Ein signifikanter Unterschied zwischen verschiedenen Stockwerkslagen kann jedoch praktisch ausgeschlossen werden.

3.2.2 Vergleich mit früheren Ergebnissen [26]

Um einen Vergleich zwischen den neuen Ergebnissen und den früheren Meßwerten zu ermöglichen, mußten zunächst die Ergebnisse nach den in [26] angegebenen Gebäudetypen zu-

sammengefaßt und die entsprechenden Mittelwerte berechnet werden (Tabelle 10):

Häusertyp und Baumaterial	$\dot{J}_t$ (TLD) in $\mu R \cdot h^{-1}$	$\dot{J}_t$ nach [26] in $\mu R \cdot h^{-1}$
Natursteinhäuser	$9,4 \pm 1,0$	$7,8 \pm 1,6$
Betonhäuser und Wohnblocks- in moderner Mischbauweise	$5,8 \pm 0,9$	$5,3 \pm 1,5$
Altbauten, Ziegel (bis ca. 1960)	$7,9 \pm 1,7$	$8,0 \pm 1,5$
Neubauten, Ziegel (ab 1960)	$6,7 \pm 1,1$	$6,5 \pm 1,2$
Einzelhäuser in moderner Bauweise, Fertighäuser, Bungalows	$4,3$	$4,6 \pm 1,2$

Tab. 10: Ortsdosisleistung durch terrestrische Strahlung ($\mu R/h$) in Wohnungen in Erlangen; Vergleich zwischen TLD-Ergebnissen und früheren Werten [26].

Aus der Zusammenstellung der Ergebnisse ist ersichtlich, daß zwischen beiden Messungen, mit Ausnahme der Natursteinhäuser, eine gute bis teilweise sehr gute Übereinstimmung besteht. Der direkte Vergleich der Meßwerte beider Methoden an identischen Wohnungsmeßstellen zeigte eine mittlere Abweichung der Szintillationsdosimeter von den TLD-Werten von nur $+(0,1 \pm 1,4) \mu R/h$. Für die einzelnen Unterschiede dürften mehrere Gründe ausschlaggebend sein:

Erstens wurde mit den $CaF_2:Dy$ -TL-Dosimetern nur an einer Stelle in der Wohnung gemessen, während die von PFISTER, PHILIPP und PAULY [26] erhaltenen Ortsdosisleistungswerte in Wohnungen durch Messung in mehreren Räumen und anschließende Mittelung zustande kamen.

Ein zweiter Grund für die Unterschiede könnte der wechselnde Radongehalt der Zimmerluft sein: Wenn beispielsweise vor der Messung mit dem Szintillationszähler eine Stunde gelüftet wurde und sich der Radongehalt im Meßraum dem im Freien angeglichen hat, wird man niedrigere Ortsdosisleistungswerte als vor dem Öffnen des Fensters erhalten [23].

Die von KLEBER ermittelten, unkorrigierten Wohnungsmittelwerte für die einzelnen Gebäudetypen (vgl. Tab. 10) liegen um durchschnittlich $(26 \pm 13) \%$ über den hier gefundenen Werten, in guter Übereinstimmung mit der rechnerisch bestimmten durchschnittlichen Überschätzung um 29% [18].

3.2.3 Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung in Gebäuden

Zur Berechnung der mittleren terrestrischen Ortsdosisleistung in Wohnungen wurde eine gegenüber PFISTER, PHILIPP und PAULY [26] verbesserte Gewichtung nach Gebäudetypen und Baumaterialien vorgenommen. Aus den von der Stadt Erlangen, Abt. Stadtforschung und Statistik, mitgeteilten Zahlen für den Wohnungsbestand in den Jahren 1948, 1959, 1969 und 1978 sowie für die Baujahr-Struktur der Erlanger Wohnungen im Jahre 1968 [32] wurden die Wohnungsanteile für die in Tabelle 8 angegebenen Gruppen abgeschätzt; die Daten vor 1972 wurden dabei für die nach 1972 vorgenommenen späteren Eingemeindungen korrigiert [32]. Weiterhin wurde angenommen, daß alle Wohnungen bis 1959 in Naturstein- oder Ziegelbauweise errichtet wurden. Für Baujahre ab 1960 wurde ein Anteil von 75% für Ziegelbauweise und von 25% für Beton- und moderne Mischbauweise eingesetzt. In Tabelle 8 mußten nun noch die Gruppen "Natursteinhäuser" und "Ziegelbauten vor 1948" sowie "Be-

tonbauweise" und "Moderne Mischbauweise" zu jeweils einer Gruppe zusammengefaßt und die entsprechenden Mittelwerte für die (terrestrische) Ortsdosisleistung neu berechnet werden. Der Einzelmeßwert für das Fertighaus wurde nicht berücksichtigt.

Für die Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung in Wohnungen ergab sich folgendes Bild:

Häusertyp, Baumaterial, Baujahr	Anteil in %	$\bar{J}_t$ in $\mu R/h$	$\bar{G}_{exp}/\mu R \cdot h^{-1}$
Natursteinhäuser und Ziegelbauten, BJ bis 1948	22,3	$9,0 \pm 1,2$	$\pm 1,0$
Ziegelbauten, BJ 1949 bis 1959	29,0	$7,2 \pm 1,9$	$\pm 0,8$
Ziegelbauten, BJ 1960 bis 1969	20,0	$7,6 \pm 0,7$	$\pm 0,8$
Ziegelbauten, BJ ab 1970	16,5	$6,0 \pm 0,9$	$\pm 0,7$
Beton- und moderne Mischbauweise	12,2	$5,8 \pm 0,9$	$\pm 0,7$
Gewichteter Mittelwert:	100,0	$7,3 \pm 0,7$	$\pm 0,4$

Tab. 11: Anteile der verschiedenen Gebäudetypen in % und deren mittlere terrestrische Ortsdosisleistung in $\mu R/h$

Als gewichteter Mittelwert in Wohnungen berechnet sich aus den Daten in Tabelle 11 ein Wert von $7,3 \pm 0,7 \mu R/h$. Der aus allen Einzelwerten berechnete einfache Gesamtmittelwert beträgt $7,1 \pm 1,7 \mu R/h$. Diese verblüffend gute Über-

einstimmung mit dem gewichteten Mittelwert macht deutlich, daß die verwendete Stichprobe im Rahmen der Genauigkeit der Methode annähernd repräsentativ für die in Erlangen vorfindlichen Wohnungsbauarten und -baumaterialien ist.

Der in [26] angegebene Wohnungsmittelwert beträgt $6,5 \pm 1,2 \mu\text{R/h}$. Die Abweichung ist vorwiegend durch die unterschiedliche Gewichtung der einzelnen Bauart-Anteile, im wesentlichen durch den angenommenen Gesamtanteil von 25 % an Wohnungen in Beton- oder moderner Mischbauweise gegenüber hier 12,2 % bedingt. Eine Neuberechnung aus den einzelnen Meßwerten unter Zugrundelegung der gleichen Gewichtung, wie sie hier vorgenommen wurde, ergab einen Wert aus den Szintillationsdosimetermessungen von $7,1 \pm 0,8 \mu\text{R/h}$, in sehr guter Übereinstimmung mit dem obigen Wert der vorliegenden Arbeit.

Da in öffentlichen Gebäuden, Betriebs- und Geschäftsgebäuden keine eigenen Messungen durchgeführt wurden, mußte der Mittelwert der terrestrischen Ortsdosisleistung für diese aus den Wohnungsmesswerten abgeschätzt werden. Ein Hinweis für die Berechtigung dieses Verfahrens kann in dem bei den Szintillationsdosimetermessungen [26] gefundenen nur geringfügigen Unterschied zum Wohnungsmittelwert gesehen werden. Unter den gleichen Annahmen wie in [26] - 50 % dieser Gebäude in Natur- oder Ziegelbauweise, 50 % in Beton- oder moderner Mischbauweise -, erhält man eine mittlere terrestrische Ortsdosisleistung für sonstige (Nichtwohnungs-) Gebäude von $6,7 \pm 0,8 \mu\text{R/h}$.

Der gewichtete Wohnungsmittelwert liegt um $1,9 \mu\text{R/h}$ über dem Mittelwert für bebautes Gelände und um $2,7 \mu\text{R/h}$ über demjenigen für freies Gelände (jeweils bezogen auf die terrestrische Strahlung). Die vom Institut für Radiologie [26] ermittelten Differenzwerte liegen bei 2,2 bzw. bei $2,8 \mu\text{R/h}$.

3.3 Die terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen

3.3.1 Berechnungsmethode

"Eine exakte Bestimmung der mittleren terrestrischen Strahlenexposition der Bevölkerung, ihrer Häufigkeitsverteilung und Streubreite würde die Messung der Personendosen durch die terrestrische Strahlung in einer statistisch signifikanten Bevölkerungsstichprobe erfordern" [26]. Jedoch kann mit Hilfe der gewichteten Durchschnittswerte für verschiedene Aufenthaltsgebiete und entsprechender durchschnittlicher Aufenthaltszeiten die mittlere terrestrische Strahlenexposition der Bevölkerung ebenfalls in guter Näherung abgeschätzt werden. Für diese Berechnung diente der Bericht des Instituts für Radiologie [26] als Vorlage. Es muß allerdings darauf hingewiesen werden, daß die zur Abschätzung in der vorliegenden Arbeit verwendeten Bereichsmittelwerte aus einer wesentlich kleineren Zahl von Einzelmessungen stammen und insbesondere die in [26] über das gesamte Stadtgebiet durchgeführte, kleinbereichsweise räumliche Mittelung mit Gewichtung nach Wohnbevölkerungs- und Beschäftigtendichte nicht enthalten. Von daher ist die folgende Abschätzung mit einer größeren Unsicherheit hinsichtlich ihrer Repräsentativität behaftet.

Um aus dem relativ kleinen Kollektiv von Meßwerten überhaupt eine Aussage über die mittlere jährliche Strahlenexposition der Bevölkerung treffen zu können, müssen die verschiedenen Aufenthaltsbereiche entsprechend groß gewählt werden. Vor allem im Freien würde eine genauere Aufschlüsselung und Untergliederung in viele kleine Bereiche sowie die Abschätzung der entsprechenden mittleren Aufenthaltszeiten einen unverhältnismäßig großen Aufwand erfordern. Eine weitere Unterteilung der Aufenthaltsbereiche im

Freien erscheint auch auf Grund des bei weitem überwie-
genden Aufenthalts der Bevölkerung in Gebäuden nicht not-
wendig, da sich daraus nur kleine Änderungen in der mitt-
leren jährlichen Äquivalentdosis ergeben würden.

Als Bereiche mit relativ homogener Ortsdosisleistung oder
relativ hoher Aufenthaltswahrscheinlichkeit für durch-
schnittliche Mitglieder der Bevölkerung im Stadtgebiet
wurden hier gewählt: Freies Gelände, bebautes Gebiet (un-
tergliedert in Innenstadt und Außenbezirke), Wohnung und
Arbeitsplatz bzw. öffentliche Gebäude.

Die mittlere jährliche Äquivalentdosis für Gonaden und
Knochenmark durch terrestrische Strahlung ergibt sich aus
folgender Beziehung:

$$\bar{H}_t = 7,618 \cdot \left[c \cdot \left(\sum_i g_i \bar{J}_{t,i} \right) + c' \cdot \left(\sum_i g'_i \bar{J}'_{t,i} \right) \right]$$

- mit $\bar{H}_t$: mittlere jährliche Äquivalentdosis (Gona-
den und Knochenmark) durch die terrestri-
sche Strahlung in mrem/a
- c, c' : Dosiskonversionsfaktoren für Gonaden und
Knochenmark zu Luft:
 $c = 0,8$ bei Exposition im Freien [35]
 $c' = 0,7$ bei Exposition in Gebäuden [35]
- g_i, g'_i : Anteil der Aufenthaltsdauer in den einzel-
nen Bereichen im Freien (g_i) bzw. in Ge-
bäuden (g'_i)
($\sum (g_i + g'_i) = 1$);
- $\bar{J}_{t,i}, \bar{J}'_{t,i}$: gewichtete Mittelwerte der mittleren ter-
restrischen Ortsdosisleistung in den ein-
zelnen Bereichen im Freien bzw. in Gebäu-
den in $\mu R/h$.

Der Zahlenfaktor 7,618 ergibt sich aus der Umrechnung von $\mu\text{R/h}$ in mrem/a mit einem Qualitätsfaktor für die terrestrische Strahlung von 1. (Der gegenüber [26] veränderte Zahlenwert ergibt sich aus dem hier verwendeten Umrechnungsfaktor 0,869 (rd/R)_{Luft} [21], statt 0,877 (rd/R)_{Luft} in [26].)

Die Abschätzung der mittleren Aufenthaltszeiten in verschiedenen Bereichen wurde aus [26] übernommen und zusammen mit den gewichteten Ortsdosisleistungsmittelwerten in den relevanten Aufenthaltsbereichen in Tabelle 12 aufgeführt.

3.3.2 Mittlere jährliche terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen

Mit den Ergebnissen von Tabelle 12 erhält man als mittlere jährliche Äquivalentdosis für Gonaden und Knochenmark durch die terrestrische Strahlung $37,0 \pm 2,6 \text{ mrem/a}$ für Erwerbstätige und $37,5 \pm 2,9 \text{ mrem/a}$ für Nichterwerbstätige.

Der praktisch vernachlässigbare Unterschied in den Äquivalentdosen für Erwerbstätige und Nichterwerbstätige ist durch den bei weitem überwiegenden Aufenthalt in Wohnungen und die relativ geringen Differenzen zwischen den mittleren Ortsdosisleistungen in Wohnungen und sonstigen Gebäuden bedingt. Als Gesamtmittelwert erhält man bei ca. 45 % Erwerbstätigen und ca. 55 % Nichterwerbstätigen in Erlangen

$$\bar{H}_t = 37,3 \pm 2,0 \text{ mrem/a}$$

Der in [26] angegebene Gesamtmittelwert beträgt $33,4 \pm 3,5 \text{ mrem/a}$; rechnet man diesen Wert mit dem nach der hier

Bereich	Mittlere Aufenthaltsdauer in %		Mittlere Ortsdosisleistung $\bar{J}_t$ µR/h
	Erwerbstätige	Nichterwerbstätige	
Im Freien insgesamt	12,0	14,6	
freies Gelände	4,5	6,0	4,0 ± 1,6
Innenstadt	2,1	1,2	5,9 ± 0,7
Außenbezirke (Wohnge.)	5,4	7,4	4,9 ± 0,8
In Gebäuden insgesamt	88,0	85,4	
Wohnung	61,2	81,8	7,3 ± 1,0
Arbeitsplatz oder öffentliche Gebäude	26,8	3,6	6,7 ± 0,9

Tab. 12: Mittlere Ortsdosisleistung durch die terrestrische Strahlung und mittlere Aufenthaltszeiten in relevanten Aufenthaltsbereichen.

durchgeführten Gewichtung ermittelten Wohnungsmittelwert von $7,1 \mu\text{R/h}$ (siehe oben) und dem veränderten Umrechnungsfaktor ($\text{mrem} \cdot \text{a}^{-1} / \mu\text{R} \cdot \text{h}^{-1}$) für Luft um, so ergibt sich ein Wert von $35,4 \pm 3,5 \text{ mrem/a}$. Die Gesamtmittelwerte für die mittlere terrestrische Strahlenexposition der Bevölkerung nach den beiden Meßmethoden stimmen also sehr gut überein.

Der von KLEBER [18] aus Messungen mit CaF_2 -TL-Dosimetern ohne Ag-Filter ermittelte unkorrigierte Gesamtmittelwert liegt um 21 % über dem hier berechnetem. Nach rechnerischer Korrektur für die Energie- und Richtungsabhängigkeit der Nachweisempfindlichkeit ergibt sich bei KLEBER eine mittlere terrestrische Jahresäquivalentdosis von $(35,7 \pm 4,1) \text{ mrem/a}$, in sehr guter Übereinstimmung mit dem hier ermittelten Wert.

Gelegentlich werden in der Literatur die mittleren terrestrischen Strahlenexpositionen bei Daueraufenthalt im Freien bzw. in Gebäuden als Orientierungswerte angegeben. Aus den eigenen Messungen fanden sich für diese Annahmen Werte von $29,9 \text{ mrem/a}$ für Daueraufenthalt im Freien und $38,4 \text{ mrem/a}$ für Daueraufenthalt in Gebäuden. Diese Ergebnisse stimmen ebenfalls mit denen des Forschungsberichts ($25,1 \text{ mrem/a}$ bzw. $37,0 \text{ mrem/a}$; - umgerechnet mit $(\text{mrd} \cdot \text{a}^{-1} / \mu\text{R} \cdot \text{h}^{-1})_{\text{Luft}} = 7,618$ und neu gewichtetem Wohnungsmittelwert -) sehr gut überein.

Es wurde außerdem versucht, einen wahrscheinlichen Wert für die im Stadtgebiet vorkommende Streubreite der terrestrischen Strahlenexposition der Bevölkerung abzuschätzen. Für die Berechnung der maximalen und minimalen terrestrischen Strahlenbelastung wurden folgende Annahmen bezüglich der Aufenthaltswahrscheinlichkeit gemacht (entnommen aus [26] Seite 47):

Maximale terrestrische Strahlenexposition:

Erwerbstätige Person mit einer Wohnung in einem Natursteinhaus in der Innenstadt mit der maximalen gemessenen Ortsdosisleistung in Wohnungen; außergewöhnlich langer Aufenthalt am Arbeitsplatz in einem öffentlichen Gebäude der Innenstadt, ebenfalls in Natursteinbauweise:

Bereich	Aufenthaltsdauer		$\bar{J}_t$ in $\mu R/h$
	in h/Woche	in %	
Im Freien:			
Innenstadt	7	4,2	5,9
freies Gelände	3	1,8	4,6
In Gebäuden:			
Arbeitsplatz	52	30,9	11,2
Geschäftsgebäude	7	4,2	6,7
Wohnung	99	58,9	11,2

Minimale terrestrische Strahlenexposition:

Nichterwerbstätige Person mit Wohnung in einem Fertighaus in den Außenbezirken der Stadt mit der niedrigsten gemessenen Ortsdosisleistung, bei Aufenthalt ganz überwiegend im Wohnbereich:

Bereich	Aufenthaltsdauer		$\bar{J}_t$ in $\mu R/h$
	in h/Woche	in %	
Im Freien:			
Wohngebiet	7	4,2	4,9
freies Gelände	7	4,2	4,6
In Gebäuden:			
Geschäftsgebäude (Betonbauweise)	3	1,8	5,8
Wohnung	151	89,8	4,3

Bei Einsetzen dieser Werte berechnet sich eine minimale und maximale terrestrische Strahlenexposition (Gonaden und Knochenmark) im Stadtgebiet Erlangen von 23,6 bzw. 57,2 mrem/a. Vom Institut für Radiologie wurden Werte von 13,0 bzw. 55,3 mrem/a (umgerechnet mit $(\text{mrd} \cdot \text{a}^{-1} / \mu\text{R} \cdot \text{h}^{-1})_{\text{Luft}} = 7,618$) ermittelt. Die im Vergleich zu den eigenen Ergebnissen erheblich geringere minimale terrestrische Strahlenexposition kam durch den viel niedrigeren minimalen Ortsdosisleistungswert für Wohnungen zustande.

3.3.3 Vergleich mit den Literaturwerten

In Tabelle 13 sind die in Erlangen mit verschiedenen Meßmethoden ermittelten Werte für die mittlere terrestrische Strahlenexposition (Gonaden und Knochenmark) im Vergleich mit den Ergebnissen globaler, nationaler und regionaler Untersuchungen angegeben (aus [26]).

Man erkennt, daß das Ergebnis der beiden Untersuchungen im Stadtgebiet Erlangen nicht sehr weit von dem von UNSCEAR [36] abgeschätzten Weltmittelwert abweicht. Sowohl die von PFISTER et al. [26] als auch die eigenen Meßwerte liegen jedoch, verglichen mit den für die Bundesrepublik, das Land Bayern und den Regierungsbezirk Mittelfranken, zu dem die Stadt Erlangen gehört, angegebenen Werten um bis zu 42 % niedriger.

Eine Erklärung für diese erhebliche Differenz könnte in den besonderen geologischen Verhältnissen im Stadtgebiet Erlangen, vor allem in den weit verbreiteten Terrassen- und Flugsandaufschüttungen sowie den in Erlangen vorwiegend verwendeten Baustoffen lokalen Ursprungs liegen (siehe auch [26]).

	Jährliche Äquivalentdosis für Gonaden und Knochenmark in mrem/a		
	Nittelwerte	Daueraufenthalt im Freien	Daueraufenthalt in Gebäuden
Weltmittelwert [36]	32	-	-
BRD - Mittelwert [6]	50	43 (4 - 291)	57 (11 - 243)
Bayern [6]	(59)*	50	61
Mittelfranken [6]	(61)*	50 (22 - 165)	64 (28 - 101)
Nordwestliches Bayern [10]	45 - 60	-	-
Erlangen-Stadt [26] **)	35,4 (13,0 - 55,3)	25,1	37,0
Erlangen-Stadt (Ergebnisse mit TL-Dosimetern, diese Arbeit)	37,3 (23,6 - 57,2)	29,9	38,4

Tab. 13: Mittlere Strahlenexposition von Gonaden und Knochenmark durch die terrestrische Strahlung;

*) berechnet mit einer Aufenthaltswahrscheinlichkeit in Gebäuden von 80 %;

**) Werte umgerechnet mit Faktor ($\text{mrd} \cdot \text{a}^{-1} / \mu\text{R} \cdot \text{h}^{-1}$) für Luft von 7,618 und neu gewichtetem Wohnungsmittelwert.

Im Gegensatz zum Forschungsbericht des Instituts für Radiologie, wo drei verschiedene Szintillationsdosisleistungsmessgeräte mit unterschiedlichem Anzeigewert für kosmische Strahlung verwendet wurden [26], ist bei den eigenen Ergebnissen die Unsicherheit der Korrektur für kosmische Strahlung wesentlich geringer (siehe Abschnitt 2.8) und kann somit die deutlichen Abweichungen der eigenen Ergebnisse von denen für Mittelfranken und nordwestliches Bayern nicht erklären. Selbst wenn man eine Überschätzung der TLD-Anzeige für die kosmische Strahlung um 14 % [24] annimmt, ergibt sich eine mittlere terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen von nur 39,5 mrem/a.

3.4 Mittlere natürliche Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen

Will man die gesamte natürliche Strahlenexposition berechnen, so müssen zur terrestrischen Strahlenexposition noch die Beiträge der kosmischen Strahlung und der natürlichen Strahlenexposition von innen addiert werden. Diese beiden Faktoren können als im Mittel innerhalb des Stadtgebiets Erlangen konstant angesehen werden, sodaß für die eigenen Berechnungen die Werte aus Arbeit [26] Seite 53 übernommen wurden:

Mittlere Strahlenexposition durch die kosmische Strahlung in Erlangen:	24,6 mrem/a
Bei Daueraufenthalt im Freien:	29,8 mrem/a
Bei Daueraufenthalt in Gebäuden:	23,8 mrem/a
Bei Annahme minimaler Exposition:	24,3 mrem/a
Bei Annahme maximaler Exposition:	24,2 mrem/a
Natürliche Strahlenexposition von innen:	30,0 mrem/a
(Durchschnittswert für die BRD) [7]	

Insgesamt ergibt sich somit für die Bevölkerung Erlangens eine mittlere natürliche Strahlenexposition von 91,9 mrem/a, mit einem wahrscheinlichen Schwankungsbereich von 78 bis 111 mrem/a. Bei Daueraufenthalt im Freien bzw. in Gebäuden beträgt die jährliche Äquivalentdosis im Mittel 89,7 bzw. 92,2 mrem/a.

Fehlerabschätzung

Ausgehend von Gleichung (9) in Abschnitt 2.9,

$$j(\mu R/h) = \frac{10^3 \cdot \lambda_p}{\varepsilon \cdot t_x} \cdot \left[\frac{\ln \frac{\lambda_K}{\lambda_F}}{1 - \frac{\lambda_F}{\lambda_K}} \right] - \frac{10^3 \cdot A_0}{\varepsilon \cdot t_x}$$

werden zur Abschätzung des Gesamtfehlers σ_j die experimentellen Fehler der einzelnen Meßgrößen herangezogen. Der Achsenabschnitt der Kalibriergeraden, λ_0 (siehe Tabelle 3 in Abschnitt 2.6), wurde wegen $\lambda_0 \ll \lambda_p$ zur Vereinfachung der Fehlerbetrachtung vernachlässigt.

Damit ergibt sich für den experimentellen Gesamtfehler σ_j folgende Beziehung:

$$\sigma_j = \pm \sqrt{\left(\frac{\partial j}{\partial \lambda_p}\right)^2 \cdot \sigma_{\lambda_p}^2 + \left(\frac{\partial j}{\partial \varepsilon}\right)^2 \cdot \sigma_{\varepsilon}^2 + \left(\frac{\partial j}{\partial \lambda_K}\right)^2 \cdot \sigma_{\lambda_K}^2 + \left(\frac{\partial j}{\partial \lambda_F}\right)^2 \cdot \sigma_{\lambda_F}^2};$$

Nach Einsetzen der partiellen Ableitungen erhält man für den relativen Gesamtfehler $\frac{\sigma_j}{j}$:

$$\frac{\sigma_j}{j} = \pm \sqrt{\left(\frac{\sigma_{\lambda_p}}{\lambda_p}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\varepsilon}}{\varepsilon}\right)^2 + \left[\left(\frac{\lambda_F}{\lambda_K - \lambda_F}\right) - \frac{1}{\ln \frac{\lambda_K}{\lambda_F}}\right]^2 \cdot \left[\left(\frac{\sigma_{\lambda_K}}{\lambda_K}\right)^2 + \left(\frac{\sigma_{\lambda_F}}{\lambda_F}\right)^2\right]};$$

Der Faktor

$$\left[\left(\frac{\lambda_F}{\lambda_K - \lambda_F}\right) - \frac{1}{\ln \frac{\lambda_K}{\lambda_F}}\right]^2$$

wurde aus den Mittelwerten $\bar{A}_P$ und $\bar{A}_K$ der Fadingproben und der Kontrollproben berechnet; für alle drei Empfindlichkeitsgruppen ergab sich ein Wert von 0,24.

Die experimentellen Fehler der 4 Meßgrößen werden wie folgt ermittelt:

$$\frac{\sigma_A}{A_P};$$

Für diesen Faktor wurde die Inhomogenität der Dosimeterplättchen innerhalb der Empfindlichkeitsgruppe eingesetzt. Eine Homogenitätsprüfung der 3 Gruppen durch KLEBER [18] ergab folgende Werte für die Standardabweichung der Anzeige bei gleicher Dosis:

Gruppe I : $\pm 7,9 \%$

Gruppe II : $\pm 6,6 \%$

Gruppe III: $\pm 6,7 \%$

In diesen Inhomogenitätsfaktoren sind auch die Fehler in der Reproduzierbarkeit der Methode einschließlich der Fehler des Auswertegeräts mit enthalten. Bei einer Überprüfung dieser Fehler wurde jedoch von KLEBER gefunden, daß die angegebenen Fehler praktisch allein durch die Inhomogenität innerhalb der Empfindlichkeitsgruppen zustande kommen. Ebenso wurde bei den Tests mit den neuen Dosimeterkapseln im Mittel keine größeren Standardabweichungen festgestellt, was bedeutet, daß die Toleranzen in der Herstellung der Kapseln mit Silberfilter keine zusätzlichen Fehler verursachen.

$$\frac{\sigma_E}{E};$$

Die Fehler der Steigung der Kalibriergeraden für die drei Plättchengruppen sind aus Tabelle 4 in Abschnitt 2.6 zu ersehen.

$\frac{G_{A_F}}{A_F}, \frac{G_{A_K}}{A_K}$: Relative Standardabweichungen der Anzeige der Fadingproben bzw. der Kontrollproben für die jeweilige Empfindlichkeitsgruppe:

$\frac{G_{A_F}}{A_F}$: Gruppe I : $\pm 0,0712$
 Gruppe II : $\pm 0,0502$
 Gruppe III: $\pm 0,0398$

$\frac{G_{A_K}}{A_K}$: Gruppe I : $\pm 0,0718$
 Gruppe II : $\pm 0,0480$
 Gruppe III: $\pm 0,0565$

Aus der Gleichung für $\frac{G_J}{J}$ erhält man somit für die drei Dosimetergruppen den jeweiligen mittleren relativen experimentellen Fehler:

Gruppe I : $\left(\frac{G_J}{J}\right)_I = \pm 0,094 = \pm 9,4 \%$
 Gruppe II : $\left(\frac{G_J}{J}\right)_{II} = \pm 0,076 = \pm 7,6 \%$
 Gruppe III: $\left(\frac{G_J}{J}\right)_{III} = \pm 0,076 = \pm 7,6 \%$

Folglich ist jeder Einzelmeßwert im Mittel mit einem relativen experimentellen Fehler von etwa $\pm 8 \%$ behaftet. Daher sind zwei Meßwerte nur dann als verschieden zu interpretieren, wenn sie sich in ihren absoluten Werten um mehr als $2\bar{G}$, also 16% unterscheiden.

Bei der Berechnung des absoluten Fehlers von $\dot{J}_t$ muß berücksichtigt werden, daß der Anteil der kosmischen Strahlung $\dot{J}_K$ erst nach der Berechnung von $\dot{J}$ abgezogen wird (siehe Abschnitt 2.8), wobei im Freien bzw. in Wohnungen $\dot{J}_K$ als konstant betrachtet wird:

$$\dot{J}_t = \dot{J} - \dot{J}_K$$

Daraus folgt für die Berechnung von $\bar{G}_{\dot{J}}$:

$$\bar{G}_{\dot{J}_t} = \bar{G}_{\dot{J}} = \frac{\bar{G}_{\dot{J}}}{\dot{J}} \cdot \dot{J} = \frac{\bar{G}_{\dot{J}}}{\dot{J}} (\dot{J}_t + \dot{J}_K):$$

Bestimmt man nach dieser Gleichung unter Annahme eines relativen experimentellen Fehlers von $\pm 8\%$ die absoluten experimentellen Fehler der verschiedenen Meßwertgruppen (Tab. 7, 8 und 11 in Abschnitt 3) und vergleicht diese mit den Standardabweichungen der angegebenen Mittelwerte, so zeigt sich, daß die mittleren Abweichungen der Einzelmeßwerte innerhalb der verschiedenen Gruppen vom jeweiligen Mittelwert nur um wenig größer sind als der mittlere experimentelle Fehler der entsprechenden Meßwertgruppen. Da auf Grund dieser Tatsache die einzelnen Gruppen eine gute Homogenität aufweisen, darf die Einteilung der Einzelmeßwerte in diese Gruppen als berechtigt im Rahmen der Meßgenauigkeit betrachtet werden. Ebenso kann die Abschätzung der mittleren jährlichen Äquivalentdosis mit Hilfe der gewichteten Mittelwerte genügend genau erfolgen.

Der in Abschnitt 3.3.2 angegebene Mittelwert von 37,3 mrem/a weist eine Schwankungsbreite von $\pm 2,0$ mrem/a oder $\pm 5,4\%$ auf, die sich aus den Standardabweichungen der mittleren Ortsdosisleistungswerte (siehe Tabelle 12) errechnet; aus dem experimentellen Fehler ergibt sich dagegen für die mittlere jährliche Äquivalentdosis eine Schwankungsbreite von $\pm 1,2$ mrem/a oder $\pm 3,2\%$. Das bedeutet, daß in Folge der Meßunsicherheit der Methode selbst bei völlig homogenen Gruppen für den abgeschätzten Mittelwert der jährlichen Strahlenexposition durch terrestrische Strahlung ein mittlerer Fehler von $\pm 1,2$ mrem/a zu erwarten wäre. Der hier errechnete Mittelwert der jährlichen Äquivalentdosis für Gonaden und Knochenmark durch $\dot{J}_t$ von $37,3 \pm 2,0$ mrem/a darf somit als statistisch hinreichend genau bestimmt angesehen

werden. Seine Abweichung von mit Szintillationsdosimetern ermittelten Wert [26] beträgt $+5,4\%$ und liegt damit innerhalb der Unsicherheit der Methode.

Schlußbetrachtung

Nach den Ergebnissen dieser Arbeit beträgt die terrestrische Strahlenexposition der Bevölkerung im Stadtgebiet Erlangen im Mittel $37,3 \pm 2,0$ mrem/a, mit einer wahrscheinlichen Schwankungsbreite von 23,6 - 57,2 mrem/a und damit ca. 40 % der gesamten natürlichen Strahlenexposition.

Obwohl diese Untersuchung mit einem wesentlich kleineren Kollektiv an Meßorten durchgeführt wurde, zeigt der Vergleich mit Ergebnissen aus Szintillationsdosimeter-Messungen [26] eine zum größten Teil gute Übereinstimmung, was nicht zuletzt an der neu konstruierten Dosimeterkapsel und der damit verbundenen erheblichen Verbesserung der Energie- und Richtungsabhängigkeit der Anzeige liegen wird. Die beobachteten Meßdifferenzen an einzelnen Punkten dürften darauf zurückzuführen sein, daß mit den CaF_2 : Dy-TL-Dosimetern tages- und auch jahreszeitliche Schwankungen der Ortsdosisleistung miterfaßt wurden, andererseits die mit Szintillationsdetektoren ermittelten Ergebnisse meist bereits lokale Mittelungen aus mehreren Einzelmeßwerten darstellen, was bei den eigenen Messungen ja nicht der Fall ist. Außerdem waren die hier ausgewählten Meßorte oft nicht mit denen der früheren Untersuchung identisch.

Der Vergleich mit den Ergebnissen von KLEBER [18], die mit CaF_2 -TL-Dosimetern ohne Ag-Filter erhalten wurden, zeigt die sehr gute Übereinstimmung zwischen rechnerischer und experimenteller Korrektur für die Energie- und Richtungsabhängigkeit der Nachweisempfindlichkeit der verwendeten TL-Dosimeter. Insgesamt wurden somit in dieser Ar-

beit die bisherigen Ergebnisse bestätigt:

Bei den Messungen im Freien stellte sich erneut heraus, daß über freiem Gelände die Ortsdosisleistung über weite Bereiche ziemlich konstant ist; im bebauten Gebiet dagegen wird sie wesentlich von der Art des Straßen- und Häuserbaumaterials sowie der Abschirmwirkung großer Teerflächen beeinflusst, was sich auch in den unterschiedlich hohen Meßwerten für Innenstadt und Außenbezirke niederschlägt. Die Messungen in Wohnungen ergaben eine Abhängigkeit der Ortsdosisleistung von Baumaterial und Alter der Häuser: Die höchsten Werte wurden in alten Natursteinhäusern ermittelt, die niedrigsten in Betonhochhäusern und Häusern in moderner Bauweise. Die mittlere terrestrische Ortsdosisleistung in Wohnungen ist dabei im Mittel deutlich höher als im Freien, und zwar um 2,7 bzw. 1,9 $\mu\text{R/h}$ gegenüber den durchschnittlichen Werten im freien bzw. bebauten Gelände.

Es existieren somit zwei voneinander unabhängige, mit verschiedenen Meßmethoden durchgeführte Untersuchungen über die terrestrischen Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlangen:

Die Messungen mit den Szintillationsdosimetern erfaßten durch ein dichtes Netz von Meßpunkten räumliche, die CaF_2 :Dy-TL-Dosimeter durch Bestimmung der Ortsdosis über einen Zeitraum von drei Monaten vorwiegend zeitliche Schwankungen der terrestrischen Ortsdosisleistung. Mit den weitgehend übereinstimmenden Ergebnissen dieser beiden Untersuchungen kann die mittlere natürliche Strahlenexposition der Bevölkerung im Stadtgebiet Erlangen in guter Näherung abgeschätzt werden. Zur weiteren Überprüfung dieser Er-

Lehrnisse läuft im Institut zur Zeit eine Untersuchung, in der eine direkte Messung von Personendosen mit CaF_2 :Dy-Tl-Dosimetern erfolgt.

Die Anwendung der Tl-Dosimeter zur Bestimmung der Ortsdosisleistung hat natürlich auch ihre Grenzen:

auf Grund des ziemlich aufwendigen Zyklus von Vorbereitung, Verpackung der Dosimeter und Aushängen an ausgewählten Meßorten, Einsammeln, Auswertung und Berechnung der mittleren Ortsdosisleistung sowie der relativ teuren Herstellung der neuen Dosimeterkapseln bleibt vermutlich der Einsatz dieser Meßmethode vorwiegend der Ermittlung von lokalen Dosisleistungsprofilen oder Personendosen über Stichproben vorbehalten. Umfangreichere Untersuchungen im regionalen, nationalen und erst recht im globalen Rahmen werden über Ortsdosisleistungsmessungen mit erheblich geringerem Zeit- und Arbeitsaufwand und trotzdem hinreichender Genauigkeit erfolgen können.

LITERATUR

- [1] Adams, J. A. S., Lowder, W. M. (Eds.):
"The Natural Radiation Environment"
Chicago: The University Press 1964, S. 885, 907, 919.
- [2] Almond, P. R., McCray, K.:
"The Energy Response of LiF, CaF₂ and Li₂B₄O₇: Mn to High
Energy Radiations"
Phys. Med. Biol. 15 (1970), 335.
- [3] Aurand, K., Bücken, W., Hug, O., Jacobi, W., Kaul, A.,
Muth, H., Pohlitz, W., Stahlhofen, W., (Hrsgb.):
"Die natürliche Strahlenexposition des Menschen"
Stuttgart: Georg Thieme Verlag 1974.
- [4] Becker, K.:
"Environmental Monitoring with TLD"
Nucl. Instr. Meth. 104 (1972), 405.
- [5] Binder, w., Cameron, J.R.:
"Dosimetric Properties of CaF₂:Dy"
Health Phys. 17 (1969), 613
- [6] Bundesministerium des Inneren:
"Die Strahlenexposition von außen in der Bundesrepublik
Deutschland durch natürliche radioaktive Stoffe im Freien
und in Wohnungen unter Berücksichtigung des Einflusses von
Baustoffen"
Bericht über ein vom Bundesminister des Inneren gefördertes
Forschungsvorhaben, 1978.
- [7] Bundesministerium des Inneren:
"Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung",
Jahresbericht 1976
- [8] Burke, G. de Pe.:
"Thermoluminescence Dosimetry: Environmental Monitoring
Near Nuclear Reactor Sites"
IEEE Trans. Nucl. Sci. NS-23 (1976), 1224.

- [9] Burke, G. de P., McLaughlin, J. E.:
"Performance Criteria For Environmental Radiation Monitoring
With TLD'Systems"
IEEE Trans. Nucl. Sci. NS-21, No. 1, (1974), 444.
- [10] Bonka, H.:
Atomkernenergie 23 (1974), 137
- [11] Cardinale, C. L., Frittelli, L., Lembo, G., Gera, F., Ilari,
O.:
Health Phys. 20 (1971), 285
- [12] Deutsche Normen:
"Dosismessverfahren in der radiologischen Technik, Radio-Ther-
molumineszenz-Dosimetrie"
DIN 6800, Blatt 5, Entwurf Februar 1975
Berlin: Beuth-Verlag 1975.
- [13] Doke, T., Takahashi, H. Higashimura, T., Takeuchi, M.,
Nagahara, Y., Watanabe, H., Otsuka, H., Okano, M., Yamasaki,
F.:
Sci. Papers I.P.C.R. 56 (1962), 40.
- [14] Gesell, T. F., Burke, G. de P., Becker, K.:
"An International Intercomparison of Environmental Dosimeters"
Health Phys. 30 (1976), 125
- [15] Hall, R. M. jr., Ross, D. I.:
"Environmental Dose Measurements In The Vicinity of Nuclear
Facilities"
IEEE Trans. Nucl. Sci. NS-21 (1974), 451.
- [16] Hoy, J. E.:
"Environmental Radiation Monitoring With Thermoluminescent
Dosimeters"
Health Phys. 21 (1971), 860.
- [17] Jones, D. E., Lindeken, C. L., McMillen, R. E.:
"Natural Radiation Background Dose Measurements With $\text{CaF}_2\text{:Dy-TLD}$ "
Proc. Third Intern. Conf. on Luminescence Dosimetry,
Risø Report No.249 (1971), 985.

- [18] Kleber, R.:
"Bestimmung der natürlichen Strahlenexposition von außen
im Stadtgebiet Erlangen mit CaF_2 -TL-Dosimetern"
Dissertation, Erlangen, 1980.
- [19] Krämer, K.:
"Systematische Untersuchung der Eigenschaften von Thermolumi-
neszenz-Dosimetern für Zwecke der Röntgendiagnostik und -the-
rapie"
Dissertation, Erlangen, 1975.
- [20] Lindeken, C. L., Jones, D. E., McMillen, R. E.:
Health Phys. 24 (1973), 81.
- [21] loc. cit. (36), S. 32.
- [22] loc. cit. (36), S. 45
- [23] National Council On Radiation Protection And Measurements
(NRCP):
"Environmental Radiation Measurements"
NRCP Report No. 50, Washington D.C. 1976.
- [24] O'Brien, K.:
"The Response of LiF Thermoluminescence Dosimeters to the
Ground-Level Cosmic-Ray Background"
Int. J. Appl. Radiat. Isotop. 29 (1978), 735.
- [25] O'Brien, K., McLaughlin, J. E.:
"The Radiation Dose to Man from Galactic Cosmic Rays"
Health Phys. 22 (1972), 225.
- [26] Pfister, H., Philipp, G., Pauly, H.:
"Die terrestrische Strahlenexposition im Stadtgebiet Erlan-
gen"
Institut für Radiologie der Universität Erlangen-Nürnberg,
Interner Bericht, Erlangen, 1978.
- [27] Piesch, E., Burgkhardt, B.:
"Thermolumineszenz- und Phosphatglas-Dosimetersysteme im Be-
reich kleiner Dosen"
Vorstellung eines Testprogramms und Ergebnisse an 43 Systemen
Fachverband für Strahlenschutz e. V., März 1978.

- [28] Pohl, E., Steinhäusler, F., Hofmann, V., Pohl-Rüling, J.:
In: International Atomic Energy Agency: Biological and Environmental Effects of Low-Level Radiation, Vol. II, S. 305,
Wien 1976.
- [29] Raeside, D. E.:
"Photon Dosimetry By Luminescence Methods"
Amer. J. Phys. 41 (1973), 539.
- [30] Schreglmann, E. J.:
"Ein sterilisierbares Dosimeter zur Messung der Strahlenbelastung der Hände bei Operationen unter Durchleuchtungskontrolle"
Dissertation, Erlangen, 1976.
- [31] Seibert, A.:
"Messung der Dosisbelastung der Augen mit LiF-Dosimetern bei den in der Zahn-, Mund- und Kieferklinik üblichen röntgen-diagnostischen Untersuchungstechniken"
Dissertation, Erlangen, 1974.
- [32] Stadt Erlangen, Abt. Stadtforschung und Statistik:
Persönliche Mitteilung
- [33] Nach "Stadtplan Erlangen", 1:15000, 21. Auflage.
Erlangen: Universitäts-Buchdruckerei Junge u. Sohn, Okt. 1978.
- [34] Sukis, D. R.:
"Thermoluminescent Properties of $\text{CaF}_2\text{:Dy}$ -TLD's"
IEEE Trans. Nucl. Sci. NS-18 (1971), 185.
- [35] UNSCEAR:
Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Vol. I: Levels.
New York, 1972, S. 36
- [36] UNSCEAR:
Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. General Assembly, Official Records: Thirty-Second Session,
Suppl. No. 40 (A/32/40), New York, 1977.
- [37] Yeates, D. B., King, B. E.:
Health Phys. 25, (1973), 373.

Herrn Prof. Dr. Dr. H. Pauly möchte ich an dieser Stelle für die Überlassung des Themas und die großzügige Unterstützung bei der Durchführung der Arbeit recht herzlich danken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Dipl.-Phys. Dr. H. Pfister, unter dessen Führung und Anleitung diese Arbeit entstanden ist. Herr Dr. Pfister hat durch seine sachverständigen Anregungen und seinen stets hilfsbereiten Rat wesentlich zum Gelingen der Arbeit beigetragen.

Lebenslauf

Am 3. März 1955 wurde ich in Lauf a. d. Pegnitz als ältestes Kind des praktischen Arztes Dr. med. Willi Haselbek und seiner Ehefrau Eugenie, geb. Hofmann, geboren. Von 1961 bis 1965 besuchte ich die Volksschule in Schnaittach. 1965 trat ich in das Gymnasium in Hersbruck über, wo ich im Mai 1974 am neusprachlichen Zweig die Reifeprüfung ablegte. Im Wintersemester 1974/75 begann ich an der Friedrich-Alexander-Universität zu Erlangen das Studium der Humanmedizin. Am 27. August 1976 bestand ich die Ärztliche Vorprüfung (Physikum) und am 26. August 1977 den Ersten Abschnitt der Ärztlichen Prüfung. Im Februar 1978 begann ich am Institut für Radiologie mit der Abfassung meiner Dissertation. Am 21. August 1979 bestand ich den Zweiten Abschnitt der Ärztlichen Prüfung und am 16. Oktober 1980 den Dritten Abschnitt der Ärztlichen Prüfung. Seit September 1980 bin ich verheiratet.

Georg Kroll

